# Índice de calidad de agua

y contaminantes emergentes

Aydeé Marilú Solano Reynoso
Mery Luz Masco Arriola
Betsy Suri Ramos Pacheco
Yudith Choque Quispe
Frida Esmeralda Fuentes Bernedo
Yakov Felipe Carhuarupay Molleda

Atena Editora
Año 2024

MULTIDISCIPLINAR

# Índice de calidad de agua y contaminantes emergentes

**Diagramación:** Ellen Andressa Kubisty
**Correción:** Yaiddy Paola Martinez
**Indexación:** Amanda Kelly da Costa Veiga
**Revisión:** Los autores
**Autores:** Aydeé Marilú Solano Reynoso
Mery Luz Masco Arriola
Betsy Suri Ramos Pacheco
Yudith Choque Quispe
Frida Esmeralda Fuentes Bernedo
Yakov Felipe Carhuarupay Molleda

**Datos de catalogación en publicación internacional (CIP)**

I39 Índice de calidad de agua y contaminantes emergentes / Aydeé Marilú Solano Reynoso, Mery Luz Masco Arriola, Betsy Suri Ramos Pacheco, et al. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2024.

Otros autores
Yudith Choque Quispe
Frida Esmeralda Fuentes Bernedo
Yakov Felipe Carhuarupay Molleda

Formato: PDF
Requisitos del sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acceso: World Wide Web
Incluye bibliografía
ISBN 978-65-258-2810-7
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.107242009

1. Agua. I. Reynoso, Aydeé Marilú Solano. II. Arriola, Mery Luz Masco. III. Pacheco, Betsy Suri Ramos. IV. Título.

CDD 628.35

**Preparado por Bibliotecario Janaina Ramos – CRB-8/9166**

**Atena Editora**
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

# DECLARACIÓN DE LOS AUTORES

Los autores de este trabajo: 1. Certifican que no tienen ningún interés comercial que constituya un conflicto de interés en relación con el artículo científico publicado; 2. Declaran haber participado activamente en la construcción de los respectivos manuscritos, preferentemente en: a) Concepción del estudio, y/o adquisición de datos, y/o análisis e interpretación de datos; b) Elaboración del artículo o revisión para que el material sea intelectualmente relevante; c) Aprobación final del manuscrito para envío; 3. Acrediten que los artículos científicos publicados están completamente libres de datos y/o resultados fraudulentos; 4. Confirmar la cita y la referencia que sean correctas de todos los datos e interpretaciones de datos de otras investigaciones; 5. Reconocen haber informado todas las fuentes de financiamiento recibidas para la realización de la investigación; 6. Autorizar la publicación de la obra, que incluye las fichas del catálogo, ISBN (Número de serie estándar internacional), D.O.I. (Identificador de Objeto Digital) y demás índices, diseño visual y creación de portada, maquetación interior, así como su lanzamiento y difusión según criterio de Atena Editora.

MULTIDISCIPLINAR

## DECLARACIÓN DEL EDITOR

# PROLOGO

El libro ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA Y SU RELACIÓN CON LA CAFEÍNA COMO CONTAMINANTE EMERGENTE, capta una temática actual e importante sobre el estudio del efecto de los contaminantes emergentes sobre la calidad del agua, la presencia de los contaminantes emergentes en el ambiente acuático ha y, con ello, la preocupación entre la comunidad científica y la población. Actualmente existe poca información sobre su impacto en el ambiente y, sobre todo, el efecto toxicológico que puede tener sobre los organismos acuáticos incluso en bajas concentraciones, el riesgo de aparición de cafeína en los ecosistemas acuáticos estaría relacionado con la densidad poblacional y la proximidad de núcleos poblacionales al medio fluvial.

Diversos investigadores descubrieron que la contaminación en el agua dulce por cafeína está muy extendida en todo el mundo y que el consumo mundial de cafeína, incluida en alimentos y bebidas y en productos farmacéuticos comunes, es incrementado una preocupación emergente para los entornos costeros y marinos.

En este libro se aborda aspectos importantes cómo es la determinación del ICA, se describe los parámetros fisicoquímicos y biológicos que están relacionados con la calidad del agua y el efecto de la cafeína sobre este recurso a lo largo de un río altoandino.

Por otra parte, se presenta los resultados, análisis y conclusiones, de un trabajo de investigación denominado MONITOREO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA Y SU RELACIÓN CON LA CAFEÍNA COMO CONTAMINANTE EMERGENTE EN LA SUBCUENCA DEL RÍO CHUMBAO, ANDAHUAYLAS, APURÍMAC, PERÚ, cuyo objetivo general fue evaluar la relación de la calidad de agua con el nivel de cafeína como contaminante emergente durante el monitoreo temporal y longitudinal, en la microcuenca del rio Chumbao, Andahuaylas, Apurímac, Perú, para el periodo 2018 – 2019.

Finalmente agradecemos a la Universidad Nacional José María Arguedas, por permitirnos la realización de esta investigación.

Los autores

Los recursos hídricos son esencial para la vida, todos los aspectos de las actividades naturales y antrópicas tienen relación con el agua, los ríos son una de las principales fuentes que se ven afectados por contaminantes producto de la actividad humana, principalmente por el crecimiento exponencial de la población.

Actualmente existe un creciente interés por los contaminantes emergentes, que son compuestos de distinto origen y naturaleza química, cuya presencia en los cuerpos receptores y las consecuencias que trae en la misma, están pasando inadvertidas, causando problemas ambientales y de riesgo para la salud, estos compuestos se han detectado en diferentes fuentes de abastecimiento de agua.

La contaminación del río Chumbao causa preocupación en la ciudad de Andahuaylas, ya que se trata de principal río de esta ciudad que atraviesa los distritos de San Jerónimo, Andahuaylas y Talavera, en una longitud aproximada de 12 kilómetros, que influyen directa o indirectamente en el nivel de contaminación del agua de este río principalmente por la descarga de agua residuales, la cafeína es un contaminante emergente a nivel global porque termina en cuerpos de agua a través de los sistemas de aguas residuales y es consumido por casi toda la población en sus diversas presentaciones.

La contaminación por cafeína en los ecosistemas de agua dulce y salada es un grave problema mundial, de hecho, la cafeína es tan omnipresente que los científicos la utilizan como rastreador para identificar la contaminación causada por residuos humanos. Cuando se detecta cafeína, suele haber un cóctel tóxico de otros contaminantes como fármacos, microplásticos y materia fecal.

En este libro se presenta resultados de una investigación sobre el ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA Y SU RELACIÓN CON LA CAFEÍNA COMO CONTAMINANTE EMERGENTE EN LA SUBCUENCA DEL RÍO CHUMBAO, ANDAHUAYLAS, APURÍMAC, PERÚ, se evaluaron los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, así como el índice de calidad del agua (ICA) y el nivel de cafeína, durante el monitoreo longitudinal y temporal en el agua de la subcuenca del rio Chumbao, Andahuaylas, Apurímac, para el periodo 2018 – 2019.

Finalmente se recomienda a los actores políticos y sociales considerar los resultados encontrados en la presente investigación, para la mejora de la calidad del agua del río, y su cuidado.

A los organismos de salud y gobiernos locales, establecer el monitoreo frecuente de la calidad del agua del río Chumbao, así como la evaluación del nivel de cafeína y desarrollar estudios sobre contaminantes emergentes similares a la cafeína como: naproxeno, ibuprofeno, y otros derivados de medicamentos en las aguas del río Chumbao, y otras fuentes hídricas de las zonas altoandinas.

# LISTADO DE ABREVIATURAS

| | |
|---|---|
| C.V | Coeficiente de variabilidad |
| DBO | Demanda bioumica de oxigeno |
| ICA | índice de calidad de agua |
| m.s.n.m. | Metros sobre el nivel del mar |
| mg/L | Miligramos por litro |
| NSF | National Sanitation Foundation |
| OD | Oxígeno disuelto |
| pH | Potencial de hidrogeniones |
| p-value | Probabilidad evaluada |
| $Q_{Fisicoquímica}$ | Calidad fisicoquímica del agua |
| $Q_{Materia\ orgánica}$ | Calidad del agua debido a la materia orgánica |
| $Q_{metales}$ | Calidad del agua debido a iones metálicos |
| $R_s$ | Coeficiente de correlación de Pearson |
| STD | Solidos totales disueltos |

SUMARIO

# INTRODUCCIÓN

Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y naturaleza química que se encuentran presentes en el medio ambiente con contacto directo con flora y fauna acuática. Al no estar controlados por medio de normas, probablemente puedan entrar en contacto con el ser humano y convertirse en un problema de salud pública.

La cafeína está clasificada como un contaminante emergente y es uno de los alcaloides más usados a nivel mundial, en bebidas preparadas como café o té, en productos de consumo personal como cremas o lociones, y en fármacos (Marques et al., 2013; Schuh & Griffiths, 1997). La cafeína tiene una alta solubilidad en agua (10 g/L) (Elhalil et al., 2018), lo cual hace que sea tan fácil su inserción en cualquier cuerpo de agua. De igual manera, la presencia de cafeína en agua puede producir efectos negativos en los organismos que la habitan y en el ambiente ecológico; en dosis moderadas (superiores a 680 mg/L) puede reducir la coordinación motora fina, causa insomnio, dolores de cabeza, nerviosismo, entre otros (Elhalil et al., 2018; Gummadi, Ganesh, & Santhosh, 2009; Marques et al., 2013).

El agua es un recurso esencial para la vida, ha ido deteriorándose como resultado del rápido desarrollo humano, económico y de su uso inadecuado. Grandes cantidades de sustancias son sintetizadas para su uso en agricultura, industria, veterinaria, farmacia, etc., y posteriormente son liberadas al medio ambiente trayendo grandes consecuencias.

El rio Chumbao, no es ajeno a este problema, este río atraviesa la ciudad de Andahuaylas, cuya subcuenca está situada entre las coordenadas 73°38'O a 73° 11'O y 13°49'S a 13°34'S, descendiendo desde los 4850 a 2050 m de altitud con área de 768 $Km^2$, este rio sirve muchas veces de colector de residuos líquidos y sólidos, contaminando su cauce, cuyas aguas son usadas generalmente como agua de riego.

Así la calidad de vida de la población está relacionada con la calidad de agua y su disponibilidad, sin embargo, el crecimiento antropogénico ha generado problemas ambientales en los cuerpos de agua, y el rio Chumbao no es ajeno a esta realidad. Últimamente se ha realizado estudios sobre marcadores químicos que podrían indicar la presencia de contaminantes fecales humanos en el agua, siendo estos más precisos y de rápido análisis en comparación a métodos microbiológicos, uno de ellos es la cafeína (Kurissery *et al.*, 2012), que está relacionada a la actividad humana en todos sus aspectos (Peeler *et al.*, 2006).

La calidad de las aguas subterráneas y superficiales puede ser evaluada a través de parámetros fisicoquímicos como: pH, OD, DQO entre otros, así como bioindicadores microbiológicos, los cuales en conjunto nos dan una idea de la actividad antrópica de una ciudad (Froehner, 2010).

El Índice de Calidad de Agua (ICA), es un tipo de índice ambiental que puede ser usado como marco de referencia único para comunicar información sobre la calidad del ambiente afectado y para evaluar la vulnerabilidad o la susceptibilidad del agua a la

contaminación (Canter, 1998), permitiendo así la evaluación de los constituyentes que afectan la calidad del agua para sus diversos usos y resumir esta evaluación en un simple valor que sirva como una manera de comunicar, comparar y representar la calidad en los cuerpos de agua. Así el ICA constituye un método que permite conocer los efectos de las actividades antrópicas sobre los cuerpos hídricos (CETESB, 2006).

Es en ese entender que se propone realizar el estudio del monitoreo temporal y espacial del índice de calidad de agua y su relación con la cafeína como contaminante emergente en la subcuenca del rio Chumbao, Andahuaylas.

# ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO

## 1.1 ANTECEDENTES

Mizukawa et al., (2019), realizaron la investigación titulada “La cafeína como marcador químico para la contaminación de los ríos urbanos”, para analizar la posibilidad de usar cafeína como parámetro de calidad del agua, se observó la influencia antrópica sobre tres cuencas (Atuba, Belem y Palmital) del Gran Curitiba, Brasil, en cinco campañas de muestreo. La cafeína se analizó mediante detección de matriz de diodos en tándem de cromatografía líquida, después de la extracción en fase sólida. Los parámetros tradicionales de monitoreo de la calidad del agua, como el nitrógeno amoniacal, los coliformes termotolerantes, la demanda bioquímica de oxígeno y el ortofosfato, se midieron. Los resultados indican una influencia antrópica sobre las cuencas, probablemente debido a la falta de infraestructura, lo que lleva a la suposición de la descarga de aguas residuales domésticas no tratadas. El río más degradado fue el río Belem (concentración de cafeína de 23.08 $\mu$g/L). La cafeína se presentó como un enfoque apropiado para el monitoreo ambiental, presentando una buena correlación con los parámetros tradicionales, como los coliformes termotolerantes.

Gonçalves et al., (2017), desarrollaron la investigación titulada “El uso de cafeína como marcador químico de la contaminación de aguas residuales domésticas en aguas superficiales: variaciones estacionales y espaciales en Teresópolis, Brasil”, este estudio evaluó la idoneidad de la cafeína como indicador de la contaminación de las aguas superficiales por las aguas residuales domésticas. Las concentraciones de cafeína determinadas en muestras recolectadas en el río Paquequer, ubicado en la ciudad de Teresópolis, una ciudad mediana en el estado de Río de Janeiro, Brasil, se compararon con otros parámetros convencionales de calidad del agua, como las concentraciones de fosfato, nitrato y amonio. determinar si es un indicador eficiente de la contaminación antrópica de un ambiente acuático urbano. El río Paquequer se origina en un área virgen llamada Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) y cruza el área urbana de la ciudad de Teresópolis. Se recolectaron muestras de agua en siete puntos a lo largo del río, considerando los períodos de lluvia (verano) y sequía (invierno) y los diferentes usos de la tierra. La cafeína se midió usando extracción en fase sólida (SPE) y cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC). Las concentraciones de cafeína se encontraron en un rango de 0.16 a 47.5 $\mu$g L-1. Los resultados muestran una relación positiva entre las concentraciones de cafeína, fosfato, nitrato y amonio y el aumento de la carga de aguas residuales, lo que sugiere que la cafeína puede usarse como un indicador de la contaminación de las aguas superficiales por las aguas residuales domésticas.

González *et al.* (2013), desarrollaron la investigación titulada aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP, el objetivo fue evaluar la calidad de agua de la quebrada La Ayurá, Envigado, Antioquia, Colombia, para lo cual se aplicó los ICA NSF y Dinius. La estimación de estos índices se efectuó con información recolectada en tres

sitios durante tres muestreos. Se determinaron variables fisicoquímicas y microbiológicas. Se encontró que las variables fisicoquímicas y microbiológicos en la estación 1 se presenta una buena calidad del agua y en las estaciones 2 y 3 un deterioro medio de la calidad del agua.

Pinto *et al.* (2009), evaluaron la calidad del agua de la rivera Lavrinha en la región Alto Rio grande, Minas Gerais, Brasil, el objetivo fue estudiar el comportamiento de la calidad del agua de manera temporal, en la cabecera de la cuenca hidrográfica Rio Grande, en el período de mayo de 2006 a enero de 2007, con un total de siete muestras. Los parámetros analizados fueron: potencial hidrogeniones (pH), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica, salinidad, temperatura, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrato ($NO_3^-$), nitrógeno amoniacal ($NH_3$), turbidez, sólidos totales, sólidos totales disueltos (TDS), Coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*), Coliformes totales. Se constató que el factor principal crítico son los Coliformes, el cual está asociado a la actividad pecuaria, siendo en menor escala el OD y DBO.

Correa *et al*. (2009), evaluaron la calidad del agua del acuífero Guabirotuba en una región central de la ciudad de Curitiba, Paraná – Brasil. El objetivo fue evaluar el agua subterránea del acuífero Guabirotuba de un pozo artesanal. Para evaluar la calidad de agua fue utilizado un indicador químico (cafeína) de contaminación por aguas domésticas, un test microbiológico y la identificación de metales. Los resultados obtenidos para la cafeína mostraron una concentración abajo del límite de detección del HPLC. El test microbiológico mostro ausencia de Coliformes fecales y 5.2 NMP de Coliformes totales/100 mL. Los metales analizados presentaron bajas concentraciones.

Linden *et al* (2015), estudiaron la cafeína como indicador contaminación fecal humana en el rio Sinos, en el estado de Rio Grande do Sul, Brasil. En el estudio se tomaron veinticinco muestras de agua de seis puntos de captación de agua para abastecimiento público, para el análisis de cafeína, Coliformes totales y termotolerantes. La cafeína fue detectada en todas las muestras recolectadas en los puntos de muestreo, con contracciones entre 0.15 a 16.72 ppb. Los Coliformes fecales fueron detectados en todas las muestras, con concentraciones alrededor de 52 a 24196 NMP/100 mL, en tanto que los Coliformes termotolerantes vario de 1 a 7800 NMP/100 mL.

Gil-Marín *et al.* (2018), realizaron la evaluación de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad del agua (ICA), en la Cuenca del Río Guarapiche, Monagas, Venezuela. El objetivo de esta investigación fue evaluar el índice de calidad del agua (ICA) en el río Guarapiche, estado Monagas, Venezuela, medido por el método del índice aritmético ponderado. Para ello, se evaluó catorce parámetros de calidad del agua (temperatura, pH, dureza, CE, nitrato, nitritos, sulfato, cloruros, OD, Fe, Mn, Ni, K, y CF). El peso relativo asignado a cada parámetro varió de uno a cuatro basado sobre la importancia del parámetro para la vida acuática. Los valores de ICA van desde 44,38 (muestreo estación San Félix) a 363,69 (estación de muestreo Palmonagas). El impacto de varias actividades

antropogénicas fue evidente en algunos parámetros como Mn, $NO_3$, NO, y CF. Se sugiere que el monitoreo del río es necesario para una gestión adecuada. La aplicación del ICA se recomienda como una herramienta muy útil que permite al público y a los responsables de la toma de decisiones, evaluar la calidad del agua de los ríos en Venezuela.

Diaz (2019), realizó la investigación titulada determinación de variables con mayor impacto en la calidad del agua, de la cuenca baja del río Chillón, el objetivo fue evaluar las variables con mayor afectación en la calidad de agua, tomando como lugar de estudio la subcuenca baja de río Chillón, Perú. Se consideraron los resultados de las 6 estaciones de monitoreo establecidas por la Autoridad Nacional del Agua – ANA, durante el periodo 2012-2016, las cuales se encuentran desde la desembocadura del río Chillón hasta la altura del distrito de Carabayllo. Se utilizaron los Estándares de Calidad de agua D.S. 004-2017- MINAM, y se determinó el Índice de Calidad ambiental del agua - ICA a partir de la metodología aprobada mediante la Resolución Jefatural N°068-2018-ANA., donde por cada estación se indica si la calidad de agua es excelente, buena, regular, mala o pésima; con el fin de introducir esta información al software libre RapidMiner. El estudio determinó que los Coliformes Termotolerantes y la Conductividad son las variables de mayor afectación en la calidad ambiental del agua de la cuenca baja del río Chillón.

Laura (2019), realizó la investigación sobre la gestión de la calidad del agua del rio Chili mediante el empleo de índices físico químicos de calidad ambiental, Arequipa, el objetivo de la investigación fue proponer la gestión de la calidad del agua del río Chili, mediante el empleo de índices físico químicos de calidad ambiental. La propuesta de Índices de Calidad Ambiental para Agua, puntualmente del ICA-PE, que toma como base el índice canadiense de calidad de agua, utiliza 03 factores que son el alcance, la frecuencia y la amplitud (F1, F2 y F3). Así mismo, se ha tomado en cuenta la categorización de cuerpos de agua emitida por la Autoridad Nacional del Agua (ANA), y los estándares de calidad ambiental para agua, aprobada por D.S. N° 004-2017-MINAM, que para la presente investigación corresponden a las Categorías 1 poblacional y recreacional – subcategoría A1 Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable, y además la Categoría 3 Riego de vegetales y bebida de animales, subcategoría D1 (riego de vegetales). Se ha llegado a la conclusión de que la gestión de la calidad del agua del río Chili y de la Cuenca Quilca Chili, mejora con el empleo de herramientas de gestión ambiental, como es el caso de los índices de calidad ambiental, puntualmente del ICA-PE.

Teves (2015), realizó el estudio fisicoquímico de la calidad del agua del río Cagra, región Lima. Cuyo objetivo fue realizar un estudio fisicoquímico del agua del río Cacra, que pertenece a la cuenca hidrográfica del río Cañete ubicada en la provincia de Yauyos en la Región Lima – Perú, para determinar la calidad del recurso que es destinado al riego de cultivos agrícolas y bebida de animales en una zona calificada de extrema pobreza. El monitoreo se efectuó en sendas campañas en mayo y julio del 2015, en época de lluvias y estiaje respectivamente, definiéndose 6 estaciones de muestreo. En cada estación se hizo mediciones in situ y se tomó muestras para el análisis en el laboratorio. Los parámetros que

se determinaron en campo fueron temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y pH; los parámetros analizados en el laboratorio fueron demanda química de oxígeno, sólidos totales, sedimentables, suspendidos y disueltos, cloruros, bicarbonatos, nitratos, sulfatos, carbonatos, sodio, calcio, aluminio, cadmio, cobre, hierro, magnesio, plomo y zinc. Para los análisis de laboratorio se hizo uso de técnicas volumétricas, gravimétricas e instrumentales como las espectroscopias UV-Visible y de absorción atómica (AAS). En base a los resultados obtenidos se determinó que los parámetros estudiados en el río Cacra no sobrepasan los niveles establecidos en el estándar nacional de calidad ambiental para agua destinada a riego de vegetales y bebida para animales. El río Paluche, uno de los contribuyentes del río Cacra, no cumple con los valores establecidos por el ECA para fosfatos (1,052 mg/L), Fe (1,005 mg/L) y pH (6,03). Del análisis realizado se concluye que el río Lincha tiene influencia en la calidad del agua del río Cacra.

Castillo (2014), realizó la evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río Rímac (riego), de enero a agosto del 2011, en tres puntos de monitoreo, se usaron los datos obtenidos por DIGESA y SEDAPAL del año 2011 en la parte alta de la cuenca para analizar la calidad espacial y temporal del agua para riego a través de dos índices de calidad (NSF WQI-USA y CCME WQI-Canadá). Con el NSF WQI la mejor calidad de agua (buena) se encontró en dos estaciones de la parte alta del área de estudio y en la parte baja se determinaron condiciones entre buenas a medias. Con el CCME WQI las dos estaciones de la parte alta mostraron niveles de calidad entre aceptables y buenos; y en el punto más bajo, entre aceptable y excelente. Durante todo el año hidrológico (creciente y estiaje) en las tres estaciones, algunos parámetros se encuentran alta y positivamente correlacionados, debido a que probablemente provienen de dos fuentes comunes: la primera de origen antropogénico (actividad minera y descargas municipales de las poblaciones cercanas) y la segunda, de origen natural (características del suelo).

Espinoza (2015), desarrolló la investigación denominada caracterización del agua del rio Alameda y tipificación según Índice de Calidad del Agua, Ayacucho 2014, el objetivo fue caracterizar las aguas del rio Alameda y tipificar la calidad mediante el índice de calidad del agua NSF, en siete zonas de muestreo del rio Alameda, provincia de Huamanga, Ayacucho. Se determinaron parámetros como: oxígeno disuelto, pH, temperatura del agua, sólidos totales disueltos, turbidez, nitratos, fosfatos, demanda bioquímica de oxígeno y coliformes fecales. El análisis de los datos muestra que la calidad del agua del rio Alameda va disminuyendo a lo largo de su recorrido desde buena a mala según el WQI - NSF. En lo que respecta a la similitud de zonas de muestreo, de acuerdo al dendrograma al 60% de similitud en base a las características fisicoquímicas y biológicas se tiene la formación de cuatro conglomerados, el primero representado por la zona I con valores típicos de aguas no contaminadas, el segundo constituido por las zonas II, III y IV típico de aguas medianamente contaminadas, el tercer conglomerado dado por las zonas V y VI característico de aguas contaminadas y el cuarto dado por la zona VII típico de aguas muy contaminadas.

## 1.2 ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA, ICA

La construcción de un índice de la calidad del agua data de hace casi 130 años, siendo Alemania uno de los primeros países en relacionar los organismos biológicos con la calidad del recurso hídrico, varios países europeos han desarrollado y aplicado diferentes sistemas para clasificar la calidad del agua, ya sea a través de escalas numéricas que permitan conocer el rango de calidad del agua (Behar *et al*., 1997).

Es así que el índice de Calidad de Agua (Water Quality Index - WQI), fue desarrollado en 1970 por la National Sanitation Foundation (NSF) de Estados unidos, por medio del uso de la técnica de investigación Delphi de la “Rand Corporation’s” (Ball y Church 1980).

Esta técnica es utilizada comúnmente en paneles de expertos, que para la época fueron 142. El INSF, tiene la característica de ser un índice multiparámetro, y se basó en tres estudios.

En el primero, se probaron 35 variables de contaminación incluidos en el índice; los expertos opinaron sobre ellos y clasificaron los mismos en tres categorías de acuerdo a si el parámetro debía ser: no incluido, indeciso o incluido. (Ott, 1978 y Brown *et al*., 1970), un segundo estudio, realizó una evaluación comparativa de las respuestas dadas por los expertos, de tal manera que se modificaran las respuestas si se determinaba conveniente. De esta manera se identificaron nueve variables: Oxígeno Disuelto, Coliformes Fecales, pH, DBO Nitratos, Fosfatos, Desviación de la Temperatura, Turbidez y Sólidos Totales.

El tercer estudio, los participantes fueron cuestionados sobre el desarrollo de una curva de valoración para cada variable. Los niveles de Calidad de Agua tuvieron un rango de 0 a 100 que fueron localizadas en las ordenadas y los diferentes niveles de las variables en las abscisas. Cada participante propuso una curva que pensó que representaba la variación de la calidad del agua, causada por el nivel de contaminación de las variables. Estas curvas fueron conocidas como “Relaciones Funcionales” o “Curvas de Función (Ott, 1978 y Brown *et al*., 1970).

El índice de Brown (Tabla 1) modificado por la National Foundation Sanitation (NFS), permite conocer la calidad del agua, y es reportada comúnmente en muchos estudios de calidad (Debels *et al*., 2005).

La ecuación matemática que permite determinar el valor del ICA, considera una ponderación de los subíndices. Es así que se propuso una ecuación geométrica ponderada (ecuación 01) cuyos rangos de calidad esta entre 0 y 100, indicando 0 “Muy pobre calidad”, mientras que 100 “Excelente calidad”, no obstante, se propuso otra ecuación aritmética ponderada (ecuación 02) que permite calificar el agua en el mismo rango.

$$ICA_m = \prod_{i=1}^{n} I_i^{W_i} \qquad \text{ec. (01)}$$

$$ICA_a = \sum_{i=1}^{9}(I_i * w_i) \quad \text{ec. (02)}$$

Donde:

$I_i$: Subíndice del Parámetro i

$W_i$: Ponderación del Subíndice.

El índice de Brown maneja la siguiente clasificación:

Tabla 1. *Clasificación del ICA de Brown - NFS*

| Calidad | Rango | Color |
|---|---|---|
| Excelente | 91-100 | Azul |
| Buena | 71-90 | Verde |
| Media | 51-70 | Amarillo |
| Mala | 26-50 | Naranja |
| Muy mala | 0-25 | Rojo |

Fuente: Ott, (1978).

### 1.2.1 El ICA en diferentes países

Una de las primeras propuestas del ICA fue realizado por Dinius (1987), el cual engloba a 12 parámetros entre físicos, químicos y microbiológicos, los cuales fueron seleccionados a través de una evaluación Delphi, este ICA es usado para calificar aguas de consumo humano, agricultura, pesca, uso industrial y recreativas.

La agencia Catalana del agua, en España en el año 1982 desarrolló un Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISQA) para las cuencas de Cataluña, que se basó en 5 parámetros fisicoquímicos planteando una clasificación de la calidad del agua para 6 usos específicos del recurso, entre los cuales se destaca el abastecimiento para consumo humano (Agencia Catalana del agua, 2003).

Montoya y Contreras (1997) plantearon el ICA empleado como herramienta de indicación en el estudio sobre aguas superficiales del Estado de Jalisco-México, conformado por 18 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos agrupados en 4 categorías: cantidad de materia orgánica; materia bacteriológica presente; características físicas y materia orgánica. Este índice considera 9 usos, dentro de los cuales se destaca el abastecimiento público.

En Canadá, el Canadian Council of Ministers of the Environment CCME, desarrolló un ICA orientado inicialmente a la evaluación de la calidad ecológica de las aguas basado en la comparación de los valores de cada parámetro con un punto de referencia, el cual generalmente es obtenido de una norma o guía de calidad del agua (Lumb *et al.* 2006

y Khan *et al*. 2003); dada su flexibilidad en los parámetros y el uso de directrices para protección de la vida acuática que emplea, el índice permite evaluar la calidad de las aguas destinadas a consumo humano (Bharti y Katyal, 2011).

En Brasil, la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental (CETESB, 2006) desarrolló e implementó el ICA de agua cruda para abastecimiento público denominado IAP como respuesta al aumento en la complejidad de los contaminantes vertidos a las fuentes de agua; su cálculo se realiza mediante el producto de la ponderación de los resultados del IQA y el índice de sustancias tóxicas –ISTO–, el primero adaptado a partir del ICA de NSF (2006) y el segundo desarrollado en el año 2002.

El ISTO complementa el IQA de tal forma que se garantice una evaluación integral del agua a ser destinada al abastecimiento público previo tratamiento; los parámetros que lo conforman son clasificados en tóxicos y organolépticos, y dado el amplio uso de cuerpos lenticos con presencia de cianobacterias, incluye el número de células de cianobacterias, además de pruebas genéticas como el Test de Ames (CETESB, 2006).

Liou *et al.* (2004) desarrollaron un ICA para aguas superficiales de Taiwán basado en 13 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos orientados a evaluar la presencia de materia orgánica, material particulado, sustancias tóxicas y microorganismos.

UNEP (2007) presentó una primera versión de un ICA mundial de agua potable (Drinking Water Quality Index – DWQI) que se aplica a las fuentes de abastecimiento a ser usadas para producir agua potable y que fue desarrollado ante la necesidad de evaluar la situación mundial de las fuentes de captación. La estructura de cálculo es la del ICA - CCME y los parámetros y valores guía para su cálculo se basan en las guías para agua potable de la Organización Mundial de la Salud - OMS.

Tabla 2. *Ecuaciones para el cálculo del ICA*

| Índice | Ecuación | Observación |
|---|---|---|
| ICA NSF (EU)<br>ICA Dinius (EU)<br>IQA CETESB (Brasil)<br>ICA (Colombia)<br>ICAUCA (Colombia)<br>ICA León | $ICA_m = \prod_{i=1}^{n} I_i^{W_i}$ | Media geométrica ponderada.<br>Wi: peso o porcentaje asignado al i-ésimo parámetro<br>Ii: subíndice de i-ésimo parámetro |
| CCME-WQI (Canadá)<br>DWQI (EU) | $ICA = 100 - \left[\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732}\right]$ | El índice incorpora tres elementos:<br>Alcance (F1): porcentaje de parámetros que exceden la norma.<br>Frecuencia (F2): porcentaje de pruebas individuales de cada parámetro que excede la norma.<br>Amplitud (F3): magnitud en la que excede la norma cada parámetro que no cumple |
| UWQI (Europa) | $UWQI = \sum_{i=1}^{n} W_i I_i$ | Promedio aritmético ponderado:<br>Wi: peso o porcentaje asignado al i-ésimo parámetro<br>Ii: subíndice de i-ésimo parâmetro |
| ISQA (España) | *ISQA = T (DQO + SS + OD + Cond)* | T: Temperatura<br>DQO: Demanda Química de Oxígeno<br>OD: Oxígeno Disuelto<br>Cond: Conductividad<br>SS: Sólidos suspendidos<br>A partir de 2003 el ISQA se empezó a calcular reemplazando la DQO por el carbono orgánico total (COT en mg/l) |
| IAP (Brasil) | *IAP = ISTO * IQA*<br>*ISTO = ST + SO*<br>*ST= min* - 1 ($q_1$, $q_2$, ..., $q_n$) * *Min* - 2 ($q_1$, $q_2$, ..., $q_n$) *SO = Meia art.* ($q_1$, $q_2$, ... | Donde:<br>IQA: Índice de Calidad del Agua adaptado del ICA NSF para las condiciones de Brasil<br>ISTO: Índice de Sustancias Toxicas y Organolépticas<br>ST: Ponderación de los dos subíndices mínimos más críticos del grupo de sustancias tóxicas<br>SO: Ponderación obtenida a través de la media aritmética de los subíndices del grupo de sustancias organolépticas<br>qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100 |

En México se desarrolló el índice de León aplicada a la cuenca de Lerma - Chapala, realizado por el Instituto Mexicano del Agua y presenta un sistema indicador de la calidad del agua, que agrupa los variables contaminantes más representativos dentro de un marco unificado. Adapta y modifica un modelo propuesto Dinius, por medio de la implementación del conocido Método Delphi de encuestas (creado con el objeto de integrar efectivamente las opiniones de expertos y eliminar las desventajas colaterales de un proceso de comité).

En Europa Boyacioglu (2007), desarrolló el Universal Water Quality Index - UWQI, basado en Directivas de la Unión Europea, y el Drinking Water Quality Index – DWQI, de la UNEP (2007), con el objetivo de proporcionar un método más sencillo para describir la calidad de las aguas superficiales utilizadas para el abastecimiento de agua potable. Torres et al. (2009), muestra las ecuaciones de cálculo de los ICA, los cuales se muestra en la Tabla 2.

### 1.2.2 parámetros para el ICA

Dunnette (1979) considera categorizar los parámetros de acuerdo a la Tabla 3, de tal manera que refleje los cambios que podría producir las actividades antrópicas en un área de influencia.

Tabla 3. *Categorías para el ICA*

| Categoría | Variables Consideradas |
|---|---|
| Nivel de Oxígeno | OD, DBO, DQO |
| Nivel de Eutrofización | $NO_2$, $NO_3$, Fosfatos |
| Aspectos de Salud | Coliformes Totales y Fecales |
| Características Físicas | Temperatura, Transparencia, Sólidos Totales |
| Sustancias Disueltas | Cloruros, Sulfatos, pH, Conductividad |

Fuente: Samboni et al, (2007).

Asimismo, en la Tabla 4 se presentan los parámetros para los ICA desarrollados por diferentes países (Torres *et al.*, 2009),

La UWQI considera las sustancias químicas como generadoras de impactos en la salud humana y el ambiente, y esto se correlaciona con las recomendaciones hechas por la OMS (2015), así como la DWQI, quien considero dos categorías: el $ICA_{Salud}$ e $ICA_{Aceptación}$.

Por otra parte, Thompson *et al.* (2007), ha considerado que la presencia de fluoruro, arsénico, selenio y nitratos en el agua es crítico para la salud humana, así los parámetros seleccionados tiene una importancia de acuerdo al uso de recurso hídrico (Fernández et al. 2003), sin embargo en muchos ICA suelen considerar aspectos de mayor ponderación al OD, DBO, Nitritos, Coliformes totales y Solidos Suspendidos (Sacha y Espinoza, 2003), aunque el mismo autor considera que para agua de consumo humano es necesario considerar alta ponderación al boro, arsénico y color del agua, en la Tabla 5 se presentan la ponderación de los parámetros considerados en los diferentes ICA.

Tabla 4. *Parámetros evaluados por las ICA*

| País | EEUU | | UNEP-GEMS | | UE | España | Brasil | | Colombia | | México |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Parámetro | IQA-NSF (1970) | IQA - Dinius (1987) | DWQI | | UWQI 12007 | ISQA (1982) | IAP | | ICA (Rojas, 1991) | ICAUCA (2004) | ICA (León 1998) |
| | | | HWQ 12007 | AWQ 12007 | | | IQA (1975) | ISTO (2002) | | | |
| OD | X | X | | | X | X | X | | X | X | X |
| pH | X | X | | X | X | | X | | X | X | X |
| DBO | X | X | | | X | | X | | X | X | X |
| Nitratos | X | X | X | | X | | | | | | X |
| Coliformes Fecales | X | X | | | | | X | | X | X | X |
| Temperatura | X | X | | | | X | X | | | | X |
| Turbiedad | X | | | | | | X | | X | X | |
| Sólidos disueltos Totais | X | | | | | | X | | X | X | |
| Fósforo Total | | | | | X | | X | | | X | |
| Cadmio | | | X | | X | | | X | | | |
| Mercurio | | | X | | X | | | X | | | |
| Conductividad | | X | | | | X | | | | | |
| Sólidos. Suspensos | | | | | | X | | | | X | X |
| Color | | X | | | | | | | | X | |
| Nitrógeno Total | | | | | | | X | | | X | |
| Cloruros | | X | | X | | | | | | | X |
| Plomo | | | X | | | | | X | | | |
| Cromo Total | | | X | | | | | X | | | |
| Arsénico | | | X | | X | | | | | | |
| Fluoruro | | | X | | X | | | | | | |
| Manganeso | | | X | | | | | X | | | |
| Zinc | | | | X | | | | X | | | |
| Coliformes Totais | | X | | | X | | | | | | X |
| DQO | | | | | | X | | | | | X |
| Alcalinidad | | X | | | | | | | | | X |
| Dureza | | X | | | | | | | | | X |
| Nitritos | | | X | | | | | | | | |
| Amoniaco | | | | X | | | | | | | X |
| Fosfatos | X | | | | | | | | | | X |
| Sodio | | | | X | | | | | | | |
| Sulfatos | | | | X | | | | | | | |
| Hierro | | | | X | | | | | | | |
| Cobre | | | X | | | | | | | | |
| Boro | | | X | | | | | | | | |
| Níquel | | | | | | | | X | | | |
| Cianuro | | | | | X | | | | | | |
| Selenio | | | | | X | | | | | | |
| PFTHM | | | | | | | | X | | | |
| Aluminio Disuelto | | | | | | | | X | | | |

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Cobre disuelto | | | | | | X | | | |
| Hierro Disuelto | | | | | | X | | | |
| COT | | | | | X | | | | |
| Fenoles | | | | | | | | | X |
| N° Parámetros | 9 | 12 | 18 | 12 | 6 | 20 | 6 | 10 | 15 |

Fuente: Adaptado de Torres et al. (2009).

Tabla 5. *Pesos relativos para los parámetros de los ICA*

| País | EEUU | | UE | Brasil | | México |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Parámetro | IQA-NSF (1970) | IQA - Dinius (1987) | UWQI 12007 | IAP | ICAUCA (2004) | ICA (León 1991) |
| OD | 0.170 | 0.109 | 0.114 | 0.170 | 0.210 | 0.103 |
| pH | 0.110 | 0.077 | 0.029 | 0.120 | 0.080 | 0.063 |
| DBO | 0.110 | 0.097 | 0.057 | 0.100 | 0.150 | 0.096 |
| Nitratos | 0.100 | 0.090 | 0.086 | | | 0.053 |
| Coliformes Fecales | 0.160 | 0.116 | | 0.150 | 0.160 | 0.143 |
| Temperatura | 0.100 | 0.077 | | 0.100 | | 0.043 |
| Turbiedad | 0.080 | | | 0.080 | 0.070 | |
| Sól. Disueltos Tot. | 0.070 | | | 0.080 | 0.070 | |
| Fósforo Total | | | 0.057 | 0.100 | 0.080 | |
| Cadmio | | | 0.086 | | | |
| Mercurio | | | 0.086 | | | |
| Conductividad | | 0.079 | | | | |
| Sól. Suspendidos | | | | | 0.050 | 0.033 |
| Color | | 0.063 | | | 0.050 | |
| Nitrógeno Total | | | | 0.100 | 0.080 | |
| Cloruros | | 0.074 | | | | 0.068 |
| Arsénico | | | 0.113 | | | |
| Fluoruro | | | 0.086 | | | |
| Coliformes Tot. | | 0.090 | 0.114 | | | 0.083 |
| DQO | | | | | | 0.053 |
| Alcalinidad | | 0.063 | | | | 0.055 |
| Dureza | | 0.065 | | | | 0.058 |
| Amonio | | | | | | 0.043 |
| Fosfatos | 0.100 | | | | | 0.073 |
| Cianuro | | | 0.086 | | | |
| Selenio | | | 0.086 | | | |
| Fenoles | | | | | | 0.033 |
| Suma | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |

Fuente: Adaptado de Torres et al., (2009)

## 1.3 CALIDAD DE AGUA EN EL PERÚ

La contaminación de las fuentes de agua no es un hecho reciente en el Perú. Lamentablemente, la lista de las fuentes de agua contaminadas sigue creciendo. El propio Estado ha calculado que la descarga anual de desagües llega a 960,5 $m^3$ y se realiza no solo sobre el agua superficial, sino también sobre las aguas subterráneas y el mar (Urteaga y Verona, 2015). De estos desagües, el 64% son domésticos, 25.4% efluentes mineros, 5.6% son industriales, 4.4% pesqueros, y 0.2% petroleros (MINAG, 2014)). En la actualidad, son innumerables las cuencas con altos grados de contaminación (Oré, 2009) La situación es bastante crítica en algunas zonas que han demandado apoyo del Estado para afrontar las consecuencias de la contaminación.

Los impactos en la calidad del recurso hídrico debido a las actividades productivas y al cambio climático, y señala los costos que se generan no solo en relación con la oferta de agua sino, particularmente, en las condiciones de vida de las personas. Los datos que la autora nos muestra son temibles. Por ejemplo, señala que, aproximadamente en un tercio de las regiones del Perú, la demanda de agua supera a la oferta. Ello explicaría por qué en ciertos lugares de Ica, Piura, Huancavelica, etcétera, el racionamiento del agua es un hecho incontestable y hasta cotidiano. Además de esta situación crítica, per se, la infiltración en las fuentes de agua superficiales y subterráneas de pesticidas y plaguicidas, la acidificación de suelos, la contaminación de las aguas por relaves mineros vertidos a las fuentes de agua, las aguas de producción de las actividades hidrocarburíferas y la eutrofización, entre otros, impactan indubitablemente en la calidad del agua (Avendaño, 2014. Citado en Urteaga y Verona, 2015)

La afectación de la calidad del agua y la consiguiente disminución de la oferta suele crear círculos viciosos, como por ejemplo, el indiscriminado uso de aguas residuales de las Empresas Prestadoras de Servicios de Saneamiento (EPS) para regar cultivos agrícolas. El volumen de agua usado en la actividad minera para la extracción del mineral, y los cambios en el volumen del agua subterránea, tienen efectos en la disponibilidad del agua. La falta de información actualizada (Avendaño, 2014. Citado en Urteaga y Verona, 2015) y de supervisión del Estado respecto al cumplimiento de los límites máximos permitidos (LMP), en las unidades de explotación y exploración minera, es un dato alarmante. A ello se añade la errónea apreciación del Estado de que la promoción de la inversión requiere estándares más flexibles de fiscalización y sanción, lo que ha llevado a debilitar la ya mermada capacidad institucional del Estado (Salazar, 2015) para garantizar estándares ambientales adecuados.

## 1.4 LEGISLACIÓN DEL AGUA EN EL PERÚ

El Gobierno Peruano a enfatizado estrategias de intervención articulada y políticas nacionales, que conlleven a la reducción de la desnutrición (D.S. 070-2007-PCM, D.S. 032-2010-PCM), en coherencia con políticas internacionales como los Objetivos de Desarrollo del Milenio, que incluyen Reducir a la mitad, para el año 2015, el porcentaje de personas que carezcan de acceso sostenible a agua (ONU, 2010).

El acceso de la población al agua de calidad es un derecho (WHO, 2003). La mejora del saneamiento básico de la vivienda reduce la incidencia de enfermedades infecciosas entre 20 y 80% (UNICEF; 1998). Para el año 2009, el abastecimiento por red pública dentro de la vivienda en el Perú, aumentó en 5,9% con relación a lo registrado en el año 2000. La disponibilidad de desagüe por red pública dentro de la vivienda en el 2009 solo alcanzó al 51,6% de la población, siendo 3,5% más que el 2000 (INEI; 2010).

Los países de América Latina no han podido llegar a una cobertura total en abastecimiento y saneamiento de agua. El problema es aún más serio en calidad del agua y protección del recurso hídrico (OPS; 2001.). Por tanto, indicadores como agua con cloro libre adecuado y ausencia de coliformes y E. coli son elementos claves para la vigilar la calidad del agua (OMS; 2006)

La calidad del agua en el Perú, nace dentro del marco de ordenamiento de la gestión ambiental del país, uno de los aspectos principales es el establecimiento de Estándares de Calidad Ambiental acorde a las exigencias y orientaciones ambientales actuales, la que se sustenta en el Reglamento Nacional para la Aprobación de Estándares de Calidad Ambiental y Límites Máximos Permisibles aprobado mediante Decreto Supremo N° 044- 98-PCM, promulgado el 11 de noviembre de 1998. Este documento establece la conformación del Grupo de Estudio Técnico Ambiental de Agua – GESTA AGUA integrado por representantes de las instituciones de los sectores público y privado; quienes tienen el encargo de realizar el estudio y elaborar el anteproyecto de Estándares de Calidad Ambiental de Agua.

El GESTA AGUA, fue instalado en la primera sesión efectuada el 16 de junio de 1999, en cumplimiento de la Resolución Presidencial Nº 25-99-CONAM. El grupo tenía como misión de proponer los valores, metodologías de muestreo y análisis, así como la lista de sustancias prioritarias a ser controladas, las estrategias de gestión a seguir para su implementación y cumplimiento, y el plan de acción a largo plazo. El SENAMHI conjuntamente con otras 27 instituciones del sector público, privado y académico, han venido conformando este grupo de trabajo, participando de reuniones periódicas y talleres con el fin de determinar los ECA.

Desde el año 1969 el Perú contaba con la Ley General de Aguas, D.L. N° 17752, cuyo objetivo fundamental era la protección de la calidad de las aguas superficiales, pero es a partir del Código del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales (D.L. N° 613) de 1990 donde se inicia un alto interés por la protección del ambiente, 15 años después

se aprueba la Ley General del Ambiente, Ley 28611. Posteriormente, con la creación del Ministerio del Ambiente, en el año 2008 se promulgaron los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua (D.S. N° 002-2008-MINAM), actualizados recientemente (D.S. N° 004-2017-MINAM); así como los Límites Máximos Permisibles (LMP) para diversas industrias y el sector saneamiento que reemplazaron a normas de la década del 90. En el 2009 se promulgó la Ley de Recursos Hídricos, Ley N° 29338 y su reglamento (D.S. N° 001-2010-AG) que reemplazó a la Ley General de Aguas, y otras normas complementarias para las autorizaciones de uso, reuso y vertimiento y designó a la Autoridad Nacional del Agua como el ente rector del Sistema Nacional de los Recursos Hídricos.

Las entidades públicas y representantes de grupos ciudadanos encargados de la aplicación de las normas ambientales, orientadas a la protección de los recursos hídricos, se encuentran agrupados bajo el Sistema Nacional de Gestión Ambiental y el Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos, comandados por el Ministerio del Ambiente y la Autoridad Nacional del Agua.

## 1.5 MARCADORES QUÍMICOS EN EL AGUA

La contaminación fecal del agua produce dos hechos notables desde un punto de vista sanitario: a) la incorporación de un gran número de microorganismos pertenecientes a la flora fecal, y b) la incorporación de materias orgánicas fecales. El primero de ellos justifica el empleo de indicadores microbiológicos mientras que la incorporación de materias fecales deberá condicionar el tipo de indicadores químicos. Los indicadores químicos de contaminación fecal que han sido considerados clásicamente son: materia orgánica, cloruros, nitratos, nitritos y amonio.

Vivian (1986), menciona que, desde principios del siglo XX, el control de la calidad sanitaria de las aguas se ha determinado por medio de métodos microbiológicos, como el estudio y la enumeración de microorganismos intestinales, particularmente bacterias coliformes como *Escherichia coli*. Sin embargo, se ha cuestionado seriamente el uso de estos organismos como indicadores de la contaminación fecal y como predictores del riesgo de transmisión de enfermedades ligadas al agua, pues dichos métodos sufren de problemas como (a) la falta de reproducibilidad debido a la inherente variabilidad de la respuesta bacteriana en medios variables, (b) la muerte de las bacterias indicadoras por estrés fisiológico, y (c) la incapacidad de ofrecer información acumulativa sobre la historia de los aportes de contaminación (Readman *et al.*, 1986). Por otra parte, dichos ensayos son lentos y consumen gran cantidad de tiempo, por lo que las posibles recomendaciones que de ellos emanen pueden llegar demasiado tarde para evitar efectos nocivos a la salud (Nichols y Leeming, 1991).

Se han propuesto indicadores y trazadores de la contaminación fecal complementaria y/o suplementaria a los indicadores microbiológicos. Según Vivian (1986), dichos

marcadores pueden dividirse en dos grandes grupos: (a) marcadores activos, substancias añadidas artificialmente a las aguas residuales, como indicadores activables, magnéticos y/o radioactivos, y (b) marcadores pasivos, substancias encontradas naturalmente en las aguas residuales, como compuestos orgánicos e inorgánicos naturales y sintéticos, isótopos estables y trazadores microbiológicos. En concreto, los compuestos orgánicos naturales que pueden utilizarse como trazadores de la contaminación fecal deben encontrarse en altas concentraciones en las aguas residuales y en bajas concentraciones en el medio receptor, así como ser resistentes a los procesos de degradación, o por lo menos degradarse lentamente. En este sentido, se han utilizado como trazadores orgánicos naturales (a) las semillas de ciertas plantas exóticas, como el tomate (*Lycopersicon esculentum*), el melón (*Cucumis melo*) o el kiwi (*Actinidia deliciosa*), (b) la proporción entre el carbono orgánico total y los hidratos de carbono totales, y (c) los esteroides fecales. Otros indicadores no microbiológicos que han sido propuestos como marcadores de la contaminación humana es la molécula de cafeína, subproducto de la actividad humana que se hallan en la orina y/o las heces de nuestra especie (Piocos y de la Cruz, 2000).

## 1.6 LA CAFEÍNA COMO MARCADOR

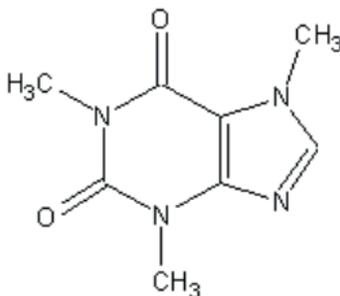
La cafeína (1,3,7-trimetilxantina), también conocida como teína, mateína, guaranína, metilteobromina o metilteofilina, es un derivado del grupo de las xantinas y a su vez se deriva de las purinas. La estructura molecular se muestra en la Figura 2.



Figura 1. Estructura molecular de la cafeína (Raimundo y Cassiana, 2007)

La cafeína es una sustancia que se encuentra en ciertas plantas naturales como el café (*Coffea arábica*), el té (*Thea sinnensis*), el cacao (*Theobroma cacao*) y en los chocolates y algunos refrescos (Raimundo y Cassiana, 2007), asimismo en los productos farmacéuticos, como la cafeína, con frecuencia se producen conjuntamente con nutrientes y bacterias en aguas superficiales contaminadas con aguas residuales domésticas, la cafeína se clasifica como un estimulante sin receta y es uno de los 10 contaminantes de desechos orgánicos (OWC) detectados con mayor frecuencia en las muestras de agua recolectadas (Spence, 2015).

Por otro lado, la cafeína es un estimulante metabólico y del sistema nervioso central y un componente en cientos de medicamentos como analgésicos. Sus principales efectos son psicoestimulantes, cardiovasculares y broncodilatadores. El consumo agudo o crónico de cafeína puede dar lugar a una amplia variedad de efectos adversos e intoxicaciones. A pesar de que la cafeína no es carcinógena su producto de hidrólisis, la cafeidina, en humanos puede causar cáncer (IFIC, 2008). Además, la cafeína disminuye la depuración de la teofilina e inhibe de forma competitiva el metabolismo de la clozapina pudiendo aumentar la probabilidad de aparición de efectos adversos (Kari *et al*, 2004).

La cafeína no solo prevalece en nuestra comida, sino que también prevalece en nuestras aguas residuales, vías fluviales y agua tratada, por lo que podría aparecer en nuestros suministros de agua. Esto se debe a que el cuerpo humano no metaboliza ni absorbe toda la cafeína ingerida. La cafeína es excretada por el cuerpo y se vierte en nuestras aguas residuales. Las aguas residuales, a su vez, son tratadas y recicladas de vuelta al medio ambiente o, en algunos casos, directamente al agua potable (Buerge et al., 2003).

La presencia de cafeína ha sido reportada en diferentes tipos de aguas. En aguas residuales domésticas se han detectado entre 20 y 300 $\mu g/L$ mientras que en los ríos se ha determinado 1500 ng/ L (Brown et al., 1999). La determinación de cafeína adquiere mucha importancia para el control de calidad de los productos que la contienen, debido a su uso en la industria de alimentos y en la industria farmacéutica.

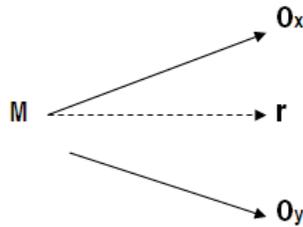
Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de EE. UU., tienen una tasa de eficiencia del 60% al 70% para eliminar la cafeína. Las plantas suizas tienen una tasa de eliminación más alta: del 81% al 99%. Sin embargo, las concentraciones de cafeína están siempre presentes en los lagos y ríos (Buerge et al., 2003).

Entre varios marcadores químicos propuestos de contaminación fecal humana en el agua, el que recientemente recibió la mayoría de atención es la cafeína (Buerge et al., 2003; Verenitch y Mazumder, 2008; Peeler et al., 2006; Kurissery et al., 2012). La cafeína es especialmente atractiva con este propósito porque es ubicuo y casi enteramente excretado por humano, asimismo se encuentra en toda actividad industrial y agrícola. La cafeína ha sido reportada como un compuesto estable bajo condiciones medioambientales variables (Verenitch y Mazumder, 2008). Además, la cafeína tiene solubilidad alta y volatilidad insignificante (Seiler et al., 1999), permitiendo su determinación en superficie, suelo y aguas residuales (Verenitch y Mazumder, 2008). A pesar de su aplicación en estudios realizados en todo el mundo, hay algunos informes de aplicación de determinación de cafeína para evaluar la contaminación en fuentes de agua (Ferreira, 2005; Froehner et al., 2010; Froehner et al., 2011).

# MÉTODOLOGÍA UTILIZADA

## 2.1 ALCANCE DEL ESTUDIO

El alcance de la investigación fue descriptivo y correlacional, puesto que se describieron los resultados de los parámetros físicos, químicos, biológicos y microbiológicos en los puntos de muestro del agua del río Chumbao, así como del índice de calidad de agua, las cuales se correlacionaron a fin de conocer la relación existente entre los parámetros y el índice de calidad.

El esquema del diseño es el siguiente:

Donde:

M: es la muestra de correspondiente a la subcuenca del río Chumbao.

Ox, es el nivel de cafeína en la subcuenca del río Chumbao

Oy, es el índice de calidad de agua.

r, indica la posible relación entre las variables x e y.

## 2.2 DISEÑO DE ESTUDIO

El diseño de investigación fue no experimental, ya que no se manipularon las variables de estudio; asimismo fue observacional, puesto que se observó el comportamiento de los parámetros de las variables de estudio en los puntos de muestreo; del mismo modo fue de corte longitudinal, ya que se consideró temporadas de muestreo, a lo largo del cual se realizó las mediciones en campo y laboratorio, es decir en lluvias y estiaje durante el periodo 2018 – 2019.

## 2.2 POBLACIÓN, MUESTRA, UNIDAD DE ANALISIS Y TIPO DE MUESTRA

### Población

Se consideró la subcuenca del rio Chumbao, comprendida desde la cabecera de cuenca con 03 lagunas (sistema lentico) y el cauce del rio Chumbao (sistema lotico) hasta su desembocadura con coordenadas 13°38’34.13”S - 73°27’3.66”O.

## Muestra

Se refirió a las muestras de agua tomadas de los puntos de muestreo identificados a lo largo del cauce del rio, en total se evaluaron 02 puntos de aguas lenticas y 08 puntos de aguas loticas.

## Unidad de análisis

Esta referido a las muestras de agua, para los análisis fisicoquímicos, microbiológicos y cafeína.

## Tipo de muestreo

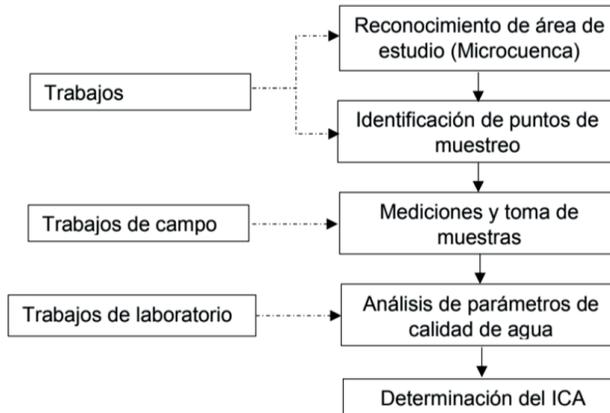
El muestreo fue a criterio del investigador, para los cual se consideró lo establecido en el Protocolo Nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales (ANA, 2016); para cuerpos lóticos, se tomó en cuenta la existencia de efluentes naturales o antrópicos, en cuyo caso se tomó muestras a 200 m aguas abajo, garantizando la mezcla de los afluentes que existieran; del mismo modo se consideró una zona de baja turbulencia, libre de plantas y arbustos, del mismo modo se tuvo en cuenta los cambios urbanos-rurales, es decir se verificó que no exista descarga de aguas residuales en las zonas aledañas.

Por otra parte, el muestreo para los puntos lenticos, se desarrolló tomando en cuenta Protocolo Nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales (ANA, 2016), considerando el punto de muestreo cercano a la salida o desembocadura de la laguna.

## 2.3 MÉTODO EXPERIMENTAL

## A. Esquema metodológico

El estudio se realizó de acuerdo al siguiente esquema metodológico de trabajo de campo y laboratorio, mostrado en la Figura 2.

Figura 2. Flujograma metodológico de trabajo

## B. Frecuencia de muestreo

En el tramo de estudio no hay estaciones de monitoreo de ninguna agencia estatal o privada, de tal manera que fueron evaluados 08 puntos loticos a lo largo del rio Chumbao y 02 puntos lenticos las cuales se encuentran en las lagunas de la cabecera de cuenca, en los periodos abril 2018 a marzo 2019, con frecuencias trimestrales, con el fin de tener datos en épocas de seca y lluvia.

## C. Determinación de parámetros fisicoquímicos de calidad de agua

Se evaluaron los parámetros mostrados en la Tabla (06) que permitieron determinar el índice de calidad de agua, para ello se siguió los protocolos propuestos para cada método.

Tabla 6. *Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua*

| Parámetro | Método | Referencia |
|---|---|---|
| OD | Electrodo selectivo (oximetría) | Manual de uso, Multiparámetro Hanna HI 9828 |
| DBO | Winkler, incubación por 5 días a 20 ºC; determinación del OD por el método azida de sódio | 4500-O C e 5210 B Standard Methods (APHA, 1998) |
| DQO | Oxidación en médio ácido | 4500-O C Standard Methods (APHA, 1998) |
| Nitratos | Reducción de la columna de cádmio/ Colorimétrico | 4500-$NO_3$ E, Standard Method (APHA, 1998) |
| Nitritos | Espectrofotométrico – Adaptación del método de Diazotización, EPA method 354 | Manual de uso Espectrofotómetro IRIS - Hanna |
| Amoniaco | Adaptación del método Nessler D1426 – (ASTM Manual of Water and Environmental Technology) | Manual de uso Espectrofotómetro IRIS - Hanna |
| Fosfatos | Espectrométrico (método de ácido ascórbico) | 4500-P E, Standard Methods (APHA, 1998) |
| Temperatura | Electrodo selectivo (termómetro) | Manual de uso, Multiparámetro Hanna HI 9828 |
| Turbiedad | Electrodo selectivo (NTU) | Manual de uso, Multiparámetro Hanna HI 9828 |
| Sól. Disueltos Totales. | Método de combustión a 550 ºC para fijos y volátiles | 2540 E Standard Method (APHA, 1998) |
| Color | Espectrométrico (método Platino – Cobalto) | 2120-B, Standard Methods (APHA, 1998) |
| Dureza | Método de titulación EDTA | 2340-C, Standard Methods (APHA, 1998) |
| Alcalinidad | Método de titulación | 2320-A, 2320-B, Standard Methods (APHA, 1998) |
| Cloruros | Electrodo selectivo | Manual de uso, Multiparámetro Hanna HI 9828 |
| pH | Potenciométrico electrodo selectivo (pH metro) | Manual de uso, Multiparámetro Hanna HI 9828 |
| Conductividad | Electrodo selectivo (Conductivimetro) | Manual de uso, Multiparámetro Hanna HI 9828 |
| Coliformes Totales. | Filtración de un volumen medido de la muestra a través de una membrana de nitrato de celulosa e incubación a 35 ° C. | 9222 A, 9222 B, Standard Methods (APHA, 1998) |
| Coliformes Fecales | Método de detección rápida, test de siete horas | 9211 B Standard Method (APHA, 1998) |

### D. Determinación de cafeína

La cafeína fue determinada por cromatografía liquida, considerando la metodología desarrollada por Ferreira (2005), para agua de ecosistemas acuáticos, en la que se preparó una solución stock de cafeína, con 2.1 mg de cafeína (CAS 58082) en una fiola de 50 mL y se enrasa con agua tipo 1, en seguida se tomó 1 mL de la solución stock y se enrasa con 50 mL de agua tipo 1, a partir de esta solución se elaboró una curva de calibración de 6 puntos con una concentración de 3.28 a 105 ng/mL.

Las muestras de agua se filtraron en filtro Phenomenex 0.45 $\mu$m, y enseguida se inyectó al HPLC, con las siguientes condiciones cromatográficas: Columna: RP-18e (Purospher star 150-4.6 - 5 $\mu$m), fase móvil agua – acetonitrilo (8:2), tiempo de análisis 7 min, flujo 1 mL/ min, longitud de onda 276 nm a 25 °C, y volumen de inyección de muestra 20 $\mu$L.

## 2.4 EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD – ICA

Se evaluó el ICA NSF y Dinius, a través de los parámetros propuestos en la Tabla 4, para lo cual se consideró los pesos relativos mostrado en la Tabla 6, para cada índice, y se aplicó la Ecuación 1.

La clasificación de la calidad del agua se realizó de acuerdo a la Tabla 7.

Tabla 7. *Clasificación del ICA según NFS*

| Calidad | Rango | Color |
|---|---|---|
| Excelente | 91-100 | Azul |
| Buena | 71-90 | Verde |
| Media | 51-70 | Amarillo |
| Mala | 26-50 | Naranja |
| Muy mala | 0-25 | Rojo |

Fuente: Fernández y Solano, (2005).

## 2.5 PLAN DE ANÁLISIS DE DATOS

Los datos se analizaron a través de un ANOVA de dos factores, y un test de comparación múltiple Tukey al 5% de nivel de significancia.

Asimismo, se realizó un análisis de correlación de datos del tipo Pearson $R_s$ al 5% de nivel de significancia, cuyo criterio de interpretación es la siguiente:

Si el valor de $R_s$:

- es-1, hay una correlación negativa perfecta
- se encuentra entre -1 y -0.5, hay una fuerte correlación negativa
- se encuentra entre -0.5 y 0, hay una débil correlación negativa
- se encuentra entre 0 y 0.5, hay una débil correlación positiva
- se encuentra entre 0.5 y 1, hay una fuerte correlación positiva
- es 1, hay una correlación positiva perfecta, entre los 2 juegos de datos.
- es 0, se acepta la hipótesis nula, en los casos contrarios se rechaza.

Se utilizó el paquete estadístico Statistica V12 (Statsoft, 2015), para realizar el análisis estadístico de los datos

## 2.6 DISEÑO EXPERIMENTAL Y MATRIZ DE DISEÑO

Se propone un diseño experimental del tipo DBCA (diseño de bloques completo al azar), debido a que se cuenta con dos fuentes de variabilidad: el factor de bloqueo, que es la medición temporal (trimestres); y el otro factor de variabilidad que son los puntos de muestreo. La matriz de diseño se muestra en la Tabla 8.

Tabla 8. *Matriz de diseño*

| Factor de bloque | Factor de variabilidad | | |
|---|---|---|---|
| | PM 01 | .... | PM 08 |
| Trimestre 01 | $R_{1,1}$ | | $R_{8,1}$ |
| Trimestre 02 | $R_{1,2}$ | | $R_{8,2}$ |
| Trimestre 03 | $R_{1,3}$ | | $R_{8,3}$ |
| Trimestre 04 | $R_{1,4}$ | | $R_{8,4}$ |

Donde, PM: punto de muestreo; $R_{i,j}$: parámetros fisicoquímicos, cafeína e ICA del factor *i* y bloque *j*

La comparación de los parámetros fisicoquímicos, cafeína e índice de calidad de agua entre los puntos se realizó a través del test de Tukey, para un nivel de significancia del 5%.

Las hipótesis estadísticas son:

Hipótesis nula 01, $H_{0,1}$: No existe diferencia entre los niveles de los parámetros, índice de calidad de agua, y nivel de cafeína en los puntos de muestreo.

Hipótesis nula 02, $H_{0,2}$: No existe diferencia entre los niveles de los parámetros, índice de calidad de agua, y nivel de cafeína en el tiempo (trimestre) de muestreo.

Hipótesis Alterna 01, $H_{A,1}$: existe diferencia significativa entre los niveles de los parámetros, índice de calidad de agua, y nivel de cafeína en los puntos de muestreo.

Hipótesis nula 02, $H_{A,2}$: No existe diferencia significativa entre los niveles de los parámetros, índice de calidad de agua, y nivel de cafeína en el tiempo (trimestre) de muestreo.

# DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

## 3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio correspondió al cauce del rio Chumbao ubicada en la Provincia de Andahuaylas, Apurímac, Perú, (Figura 3), el cual corresponde a la subcuenca Chumbao, de la cuenca del Pampas (ANA, 2018).

La subcuenca abarca la zona rural, teniendo su naciente a 4500 m de altitud, y a lo largo de su recorrido atraviesa los distritos de San Jerónimo, Andahuaylas y Talavera de la Reyna, cuya localización geográfica se muestra en la Tabla 9 y Figura 3.

Tabla 9. *Localización geográfica de la Subcuenca del río Chumbao*

| | Latitud (Sur) | Longitud (Oeste) | Altitud (msnm) |
|---|---|---|---|
| Nacimiento | 13°48'31.29" | 73°13'5.15" | 4295 |
| Desembocadura | 13°38'34.13" | 73°27'3.66" | 2770 |

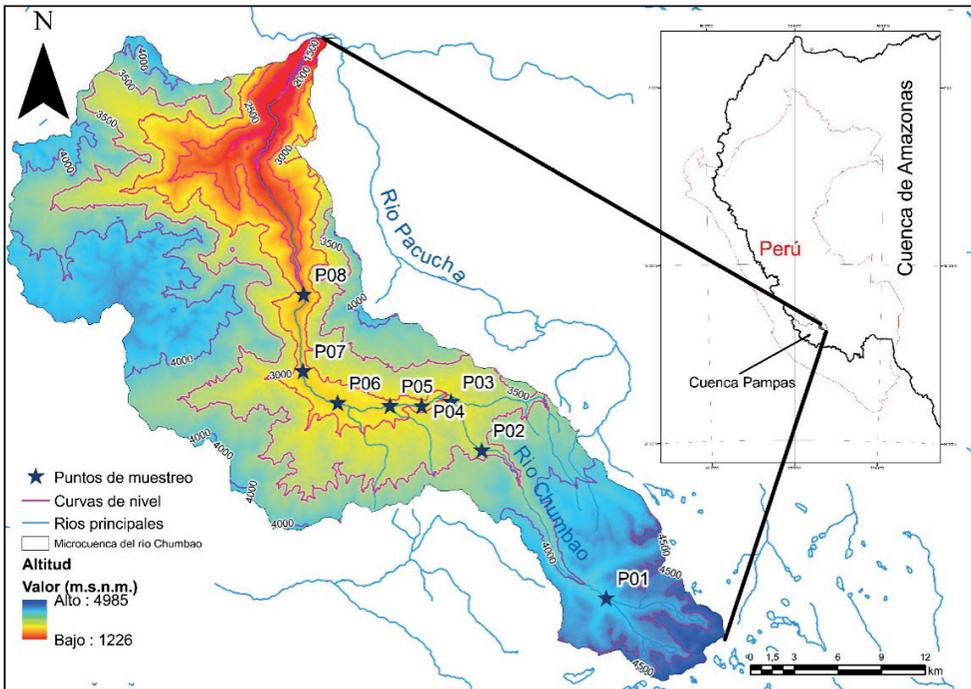
Figura 3. Subcuenca del rio Chumbao (Google Earth - 2020)

Para determinar los puntos de muestreo se consideró el uso actual de los suelos alrededores a la Subcuenca en estudio (la distribución espacial se muestra en el Figura 4), siendo que el mayor porcentaje de área del uso de suelo está referida a la agricultura y pastura ya sea limitada o dedicada a ello, mientras que el 23.6% se podría considerar como cuenca colectora, y en menor porcentaje el suelo destinado para la urbanización e industria urbana limitada, la descripción se muestra en la Tabla 10.

Figura 4. Georreferenciación del área de estudio en la subcuenca del Chumbao

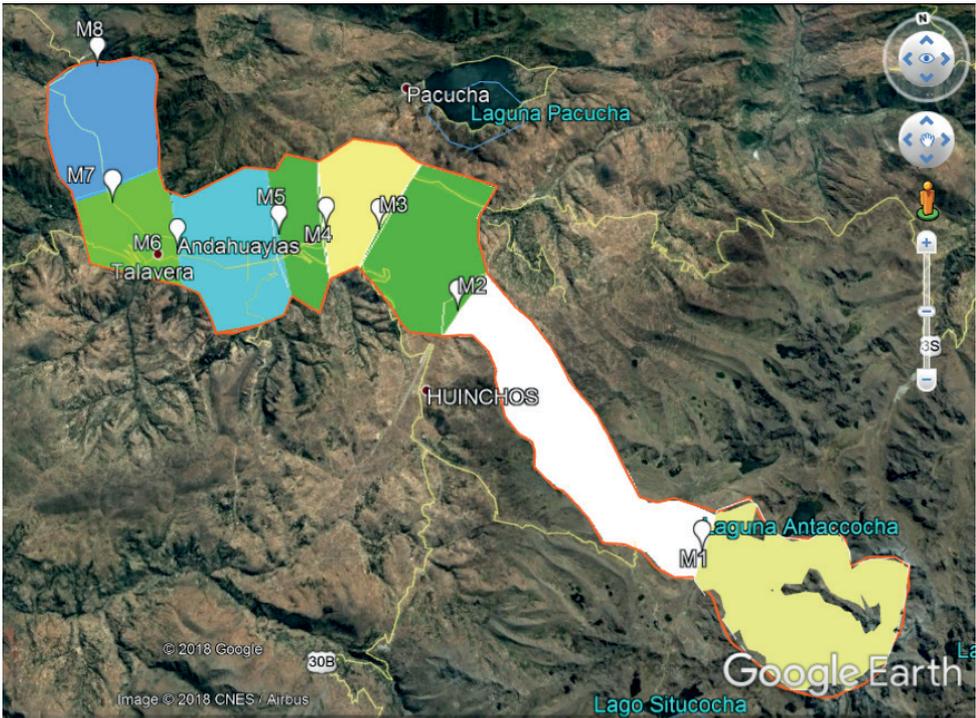



Tabla 1. *Descripción de los puntos de muestreo en la subcuenca del Chumbao*

| Área de influencia | Altitud (msnm) | Uso actual del área aledaña | Área | | Categoría de la calidad del recurso hídrico* |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | ($km^2$) | % | |
| Laguna Pampahuasi – L1 | 4212 | Reservorio | 0.62 | --- | Categoría 4, Subcategoría E1 |
| Laguna Paccoccocha – L2 | 4274 | Reservorio | 0.17 | --- | |
| M1 | 4081 | Cuenca colectora | 35.3 | 23.6 | Categoría 4, Subcategoría E2 |
| M1 - M2 | 4081 – 3198 | Agricultura, pastura y cuenca colectora | 14.8 | 9.9 | |
| M2 - M3 | 3198 - 2992 | Agricultura limitada, Pastura limitada y urbanización | 21.7 | 14.5 | |
| M3 - M4 | 2992 – 2922 | Urbanización e industria urbana limitada | 13.3 | 8.9 | |
| M4 - M5 | 2922 - 2875 | Urbanización e industria urbana limitada | 10.2 | 6.8 | |
| M5 - M6 | 2875 – 2817 | Agricultura limitada, Pastura limitada y urbanización | 21.2 | 14.2 | |
| M6 - M7 | 2817 - 2767 | Agricultura limitada, Pastura limitada y urbanización | 12.8 | 8.6 | |
| M7 - M8 | 2767 – 2529 | Agricultura, pastura y urbanización limitada | 20 | 13.4 | |
| | | Total | 149.3 | 100.0 | |

*Según MINAM (2017).

El muestreo se realizó en los meses correspondiente al periodo lluvioso en el mes de febrero y a periodo de estiaje, en el mes de agosto, es así que los parámetros fisicoquímicos del agua de la subcuenca del río Chumbao, se clasificaron en las siguientes categorías: Nivel de oxígeno, Nivel de eutrofización, Características físicas, y Sustancias disueltas; para ello se consideró puntos de muestreo loticos y lenticos en la subcuenca del río Chumbao, que se muestran en la Figura 5.

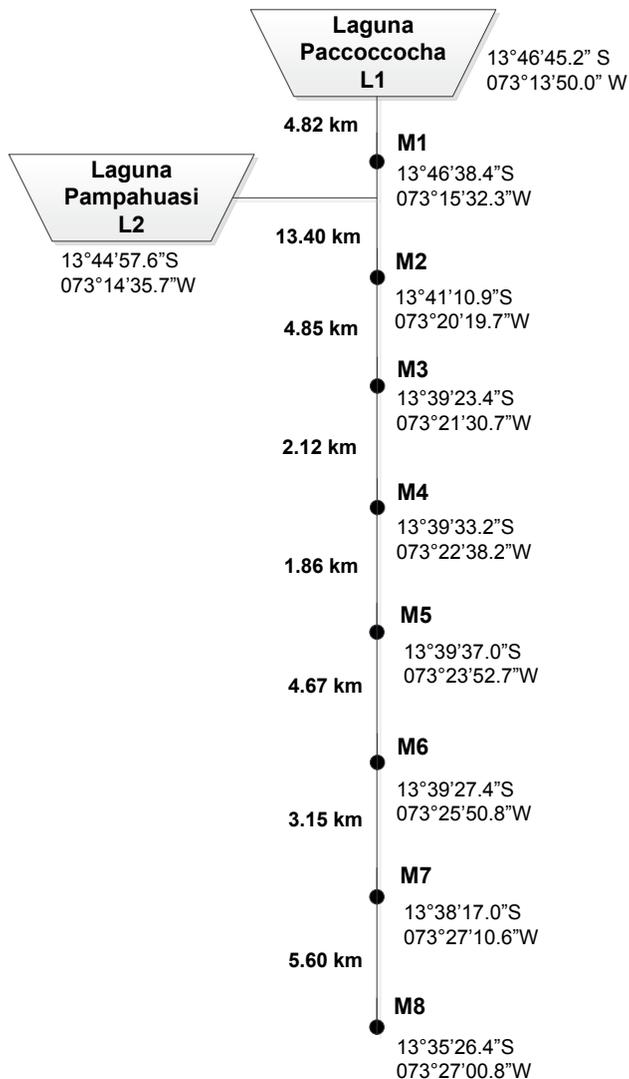



Figura 5. Puntos de muestreo en la microcuenca del rio Chumbao

Por otra parte el rio en su recorrido presenta pendientes variables (Figura 6), en el tramo del punto M1 a M3 con una distancia media de 18.25 km la pendiente es de 5.4%, mientras que desde el punto M3 a M7 con longitud de 11.8 km la pendiente disminuye hasta un valor promedio de 2.2%, y un último tramo de 5.60 km de M7 a M8 presenta una pendiente más pronunciada de 4.3%, las pendientes pronunciadas incrementan la velocidad del agua y consecuentemente permiten una mejor aireación (Rivera, 2011), lo que permite mejorar el potencial de autopurificación del agua del rio tal como lo evidencia Feria et al. (2016).

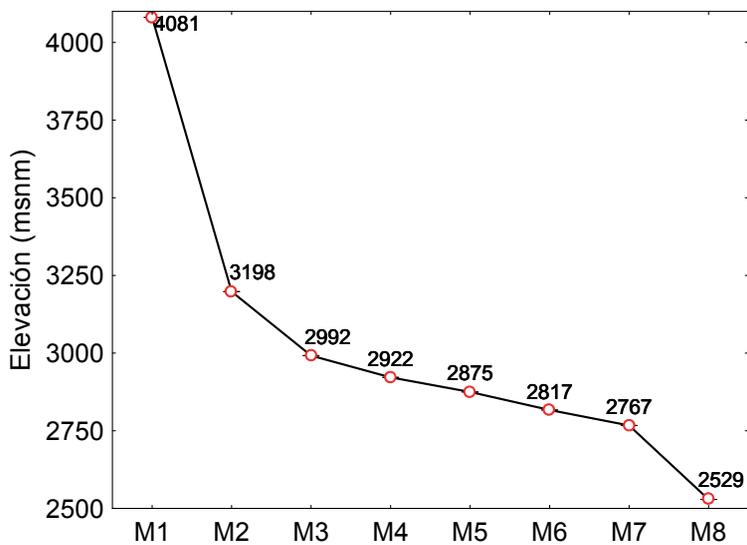



Figura 6. Perfil altitudinal de los puntos de muestreo

# DESCRIPCIÓN DE LOS PARÁMETROS EVALUADOS

## 4.1 EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS

La evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos se dividió en: **Nivel de oxígeno, nivel trófico, características físicas, nivel de sustancias disueltas, bioindicadores microbiológicos, los cuales se describen a continuación.**

### 4.1.1 Nivel de oxígeno

### A. Oxigeno disuelto

Los resultados del nivel de oxígeno disuelto se presentan en la Tabla 11, de ella se desprende que los valores oscilan entre 5.92 a 7.86 mg $O_2$/L, para la época de avenida en el 2018, de 3.75 a 8.33 mg $O_2$/L para estiaje 2018, entre 4.63 a 6.98 mg $O_2$/L para avenidas 2018, y de 2.21 a 8.54 mg $O_2$/L en estiaje 2019, así mismo se observa que en las lagunas (mayor altitud) el nivel de oxígeno, así mismo se observa valores bajos las lagunas, y que estas incrementan conforme discurre el rio aguas abajo, disminuyendo considerablemente al atravesar las zonas urbanas (M5, M6, M7), por lo que se observa diferencia significativa (p-value $< 0.05$) entre puntos de muestreo para las diferentes temporadas.

Por otra parte se observó que existe diferencia significativa (p-value $< 0.05$) para el OD entre temporadas de estudio (Tabla 12), es decir los valores de OD difieren de acuerdo a las condiciones climáticas, reportándose mayores valores en estiaje, tal como se evidencia en la Figura 7, no obstante para la temporada de avenida 2019, se reportó los valores más bajos de OD, esto se debe a que en temporada de lluvias intensas, sucede arrastre de material hacia el rio, requiriendo mayor demanda de oxígeno para su degradación, es así que en la mayoría de los puntos para esta temporada, los niveles de OD se encuentran por debajo del ECA para aguas de ríos altoandinos de acuerdo al D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2 respectivamente: Conservación del ambiente acuático para ríos de la sierra (MINAM, 2017), cuyo valor referencial deberá ser ≥ 5 ppm; en tanto que en las demás temporadas en la mayoría de los puntos se encuentran por encima del valor límite.

Tabla 11. *Oxígeno disuelto (mg O2/L) por temporadas*

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 6.09 | ± | 0.06 | E | 4.76 | ± | 0.20 | E | 5.43 | ± | 0.07 | C | 5.88 | ± | 0.08 | E,F | ≥ 5 |
| L2 | 5.92 | ± | 0.06 | E | 4.63 | ± | 0.11 | E | 5.28 | ± | 0.06 | C | 6.05 | ± | 0.04 | D,E | |
| M1 | 6.97 | ± | 0.07 | D | 7.05 | ± | 0.09 | B | 4.89 | ± | 0.07 | D,E | 5.74 | ± | 0.04 | F | ≥ 5 |
| M2 | 7.33 | ± | 0.11 | B,C | 6.15 | ± | 0.07 | C,D | 4.69 | ± | 0.07 | E,F | 7.77 | ± | 0.04 | C | |
| M3 | 7.55 | ± | 0.12 | B | 6.91 | ± | 0.10 | B | 4.84 | ± | 0.04 | D,E | 8.54 | ± | 0.16 | A | |
| M4 | 7.34 | ± | 0.11 | B,C | 6.31 | ± | 0.11 | C | 4.85 | ± | 0.05 | D,E | 5.18 | ± | 0.01 | G | |
| M5 | 7.37 | ± | 0.07 | B,C | 8.33 | ± | 0.11 | A | 4.91 | ± | 0.03 | D | 8.01 | ± | 0.03 | B | |
| M6 | 7.15 | ± | 0.11 | C,D | 5.84 | ± | 0.11 | D | 4.63 | ± | 0.08 | F | 2.21 | ± | 0.03 | D | |
| M7 | 7.30 | ± | 0.11 | B,C | 3.75 | ± | 0.22 | F | 6.46 | ± | 0.06 | B | 5.11 | ± | 0.08 | G | |
| M8 | 7.86 | ± | 0.08 | A | 8.31 | ± | 0.21 | D | 6.98 | ± | 0.14 | A | 7.94 | ± | 0.03 | B,C | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

** D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017)

Tabla 2. *ANOVA para OD por puntos de muestreo y temporadas*

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 63.889 | 9 | 7.099 | 10.634 | 0.000 |
| Temporada | 52.807 | 3 | 17.602 | 26.368 | 0.000 |
| Error | 71.429 | 107 | 0.668 | | |

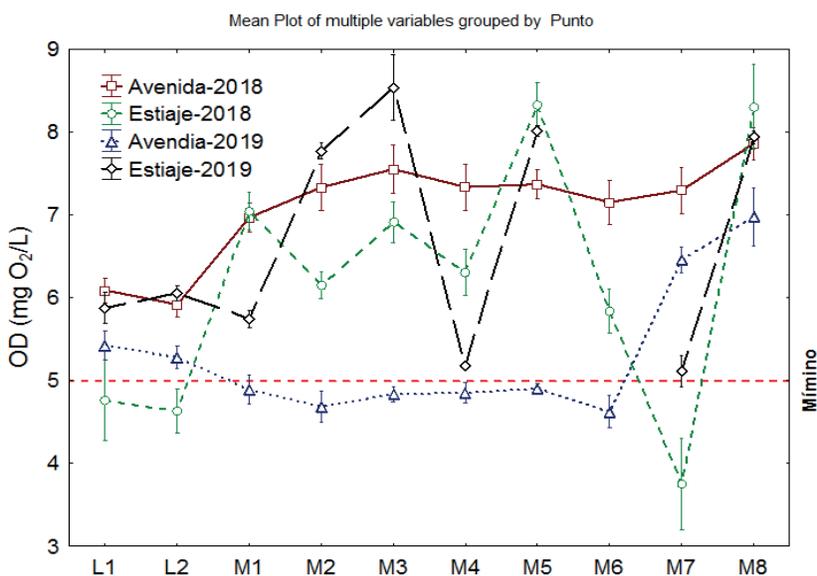



Figura 7. Variación longitudinal de OD entre temporadas

## B. Demanda Bioquímica de Oxigeno (DBO)

Los resultados de la demanda bioquímica de oxígeno se presentan en la Tabla 13, se observa que los niveles son 0.0 mg $O_2$/L en las lagunas en las cuatro temporadas, así como en los puntos cercano a la cabecera de cuenca (M1, M2, M3 y M4), posteriormente se observó que se incrementan a lo largo del rio, siendo mayor en los puntos donde el rio atraviesa la zona urbana (M5, M6, M7), mostrando diferencia significativa entre puntos (p-value $< 0.05$), aunque estas son mayores para los muestreos en el periodo 2019, asimismo se observó que para la temporada de avenida 2018 se reportó un máximo de 0.80 ± 0.10 mg $O_2$/L, 28.47 ± 0.55 mg $O_2$/L para estiaje 2018, 115.53 ± 8.08 mg $O_2$/L en avenida 2019, mientras que para estiaje 2019 fue 286.67 ± 5.03 mg $O_2$/L,

También se observó que existe diferencia significativa (p-value$< 0.05$) para la DBO entre temporadas de estudio y puntos de muestreo (Tabla 14), reportándose mayores valores en estiaje 2019, tal como se evidencia en la Figura 9, esto hecho se debe a que la densidad poblacional se ha incrementado en el último año, y que los residuos domésticos sólidos y líquidos en la mayoría de los caso están siendo lanzados directamente al río, influyendo considerablemente el arrastre de material orgánico hacia el rio, requiriendo mayor demanda de oxígeno para su degradación

Tabla 3. $DBO_5$ (mg $O_2$/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | E | 0.00 | ± | 0.00 | G | < 5 |
| L2 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | E | 0.00 | ± | 0.00 | G | |
| M1 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | C | 2.83 | ± | 0.15 | E | 0.00 | ± | 0.00 | G | < 10 |
| M2 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | C | 2.93 | ± | 0.25 | E | 0.00 | ± | 0.00 | G | |
| M3 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | C | 2.53 | ± | 0.45 | E | 40.00 | ± | 2.00 | E | |
| M4 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 28.10 | ± | 0.35 | A | 5.17 | ± | 0.25 | E | 182.67 | ± | 3.06 | B | |
| M5 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | C | 28.33 | ± | 3.51 | D | 49.33 | ± | 2.31 | D | |
| M6 | 0.17 | ± | 0.06 | B | 2.83 | ± | 0.64 | B | 59.67 | ± | 8.62 | C | 286.67 | ± | 5.03 | A | |
| M7 | 0.70 | ± | 0.10 | A | 28.47 | ± | 0.55 | A | 92.00 | ± | 7.21 | B | 90.00 | ± | 2.00 | C | |
| M8 | 0.80 | ± | 0.10 | A | 0.00 | ± | 0.00 | C | 115.33 | ± | 8.08 | A | 14.00 | ± | 2.00 | F | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

**D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017).

Tabla 14. ANOVA para $DBO_5$ por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 98574.3 | 9 | 10952.70 | 5.647 | 0.000 |
| Temporada | 81445.3 | 3 | 27148.44 | 13.998 | 0.000 |
| Error | 207522.1 | 107 | 1939.46 | | |

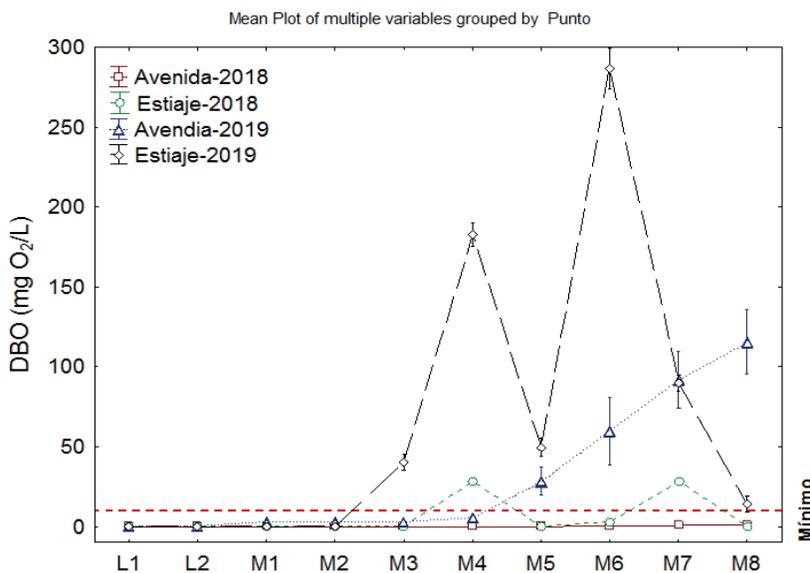



Figura 8. Variación longitudinal de DBO entre temporadas

## C. Demanda Química de Oxigeno (DQO)

Los niveles de DQO en los puntos de muestreo en las temporadas de estudio se presentan en la Tabla 15, de ella se analiza que el nivel de DQO reportado en las lagunas son bajas, y que esta se incrementa aguas abajo hasta el punto M7, asimismo se observa que al alcanzar el punto M8, los niveles disminuyen notablemente para todas las temporadas, lo cual muestra la autodepuración del rio, por otra parte se observa que el máximo en la temporada de avenida 2018 fue de 217.33 ± 6.81 mg $O_2$/L en el punto M7, 293.33 ± 15.28 mg $O_2$/L en M7, 323.33 ± 1.55 $O_2$/L para M7 y 65.33 ± 1.15 mg $O_2$/L en M6, observando que en las zonas urbanas se requiere de mayor demanda química de oxígeno, no obstante los niveles de DQO presentan diferencia significativa entre puntos de muestreo (letras diferentes en la Tabla 15)

Tabla 15. DQO (mg $O_2$/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 0.33 | ± | 0.58 | E,F | 0.33 | ± | 0.58 | E | 0.00 | ± | 0.00 | E | 38.67 | ± | 0.58 | C | N.R.** |
| L2 | 1.00 | ± | 0.00 | F | 0.67 | ± | 0.58 | E | 0.67 | ± | 0.58 | E | 23.00 | ± | 1.00 | G | |
| M1 | 5.33 | ± | 0.58 | D,E,F | 0.67 | ± | 0.58 | E | 1.00 | ± | 0.00 | E | 14.33 | ± | 0.58 | I | N.R.** |
| M2 | 11.00 | ± | 0.00 | D | 1.33 | ± | 0.58 | E | 2.00 | ± | 0.00 | E | 29.33 | ± | 0.58 | E | |
| M3 | 8.00 | ± | 0.00 | D,F | 3.67 | ± | 0.58 | E | 0.67 | ± | 0.58 | E | 20.00 | ± | 0.00 | H | |
| M4 | 48.67 | ± | 0.58 | C | 47.67 | ± | 2.52 | D | 40.00 | ± | 0.00 | D | 57.67 | ± | 0.58 | B | |
| M5 | 46.00 | ± | 1.00 | C | 12.33 | ± | 2.52 | E | 100.00 | ± | 0.00 | B | 26.33 | ± | 0.58 | F | |
| M6 | 72.00 | ± | 4.36 | B | 84.33 | ± | 2.08 | B | 66.67 | ± | 11.55 | C | 65.33 | ± | 1.15 | A | |
| M7 | 217.33 | ± | 6.81 | A | 293.33 | ± | 15.28 | A | 323.33 | ± | 11.55 | A | 36.00 | ± | 0.00 | D | |
| M8 | 47.67 | ± | 1.53 | C | 69.00 | ± | 3.61 | C | 60.00 | ± | 0.00 | C | 13.67 | ± | 0.58 | I | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

** No reporta D.S. N° 004-2017-MINAM, para la categoría.

Se observa que los niveles de DQO por temporadas no muestra diferencia significativa (p-value > 0.05) tal como se aprecia en la Tabla 16, sin embargo se aprecia en la Figura 9, que para la temporada estiaje 2019 niveles relativamente mayores para los puntos L1 a M4, la cual se debería sobre todo a la materia orgánica procedente de las lagunas como algas y plantas acuáticas en descomposición, por otra parte en los puntos de muestreo M6 y M7 la DQO se incrementó considerablemente, disminuyendo notablemente en M8.

Tabla 16. *ANOVA para DQO por puntos de muestreo y temporadas*

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 447479.1 | 9 | 49719.90 | 32.046 | 0.000 |
| Temporada | 11608.2 | 3 | 3869.40 | 2.493 | 0.064 |
| Error | 166012.1 | 107 | 1551.52 | | |

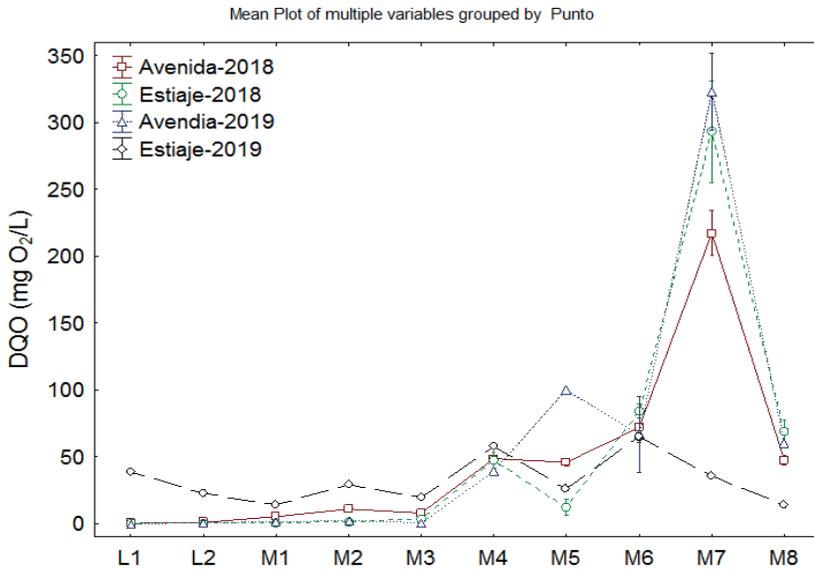



Figura 9. Variación longitudinal de DQO entre temporadas

Del parámetro fisicoquímico, Nivel de oxígeno evaluado, se analiza lo siguiente: El uso predominante de agua de la subcuenca altoandina del rio Chumbao está orientado hacia la agricultura limitada, pastura limitada y urbanización, es así que, en referencia al oxígeno disuelto, Torres *et al.* (2010), observaron que el nivel de OD para en rio Cauca ubicada a 1000 m de altura en promedio, que atraviesa zonas urbanas en su mayoría, se encuentra por encima de 6 ppm, aunque no se observa un patrón de incremento o disminución de OD.

Así las condiciones de presión atmosférica, temperatura y solidos totales, influyen en la concentración de OD, este hecho se puede apreciar para el Rio Grande en un tramo ubicado a 2500 m de altitud el cual se puede considerar como un rio altoandino, donde se observó el incremento del OD en épocas de avenidas, en la que los diferentes aportes de agua provenientes de las lluvias permiten una mayor concentración del oxígeno disuelto, observándose valores que varían desde 1.9 a 13.6 ppm, predominando valores superiores a 4 ppm (INRENA, 1996).

Por otra parte el oxígeno disuelto disminuye con la altitud, puesto se ve afectada con presión atmosférica y temperatura (Jacobsen y Brodersen, 2008), este hecho es evidente en el presente trabajo, por otra parte la distribución de la comunidades vegetales y animales condiciona el incremento del OD a través de la disminución del gradiente altitudinal (Sanders, 2002), puesto que en el punto M1 (Tabla 11), la presencia de comunidades vegetales es nula, predominando el ichu, con muy poca presencia de animales, y a medida que se desciende se incrementa la vegetación, asimismo se puede considerar que el incremento

del OD se debe a la turbulencia causada por la alta pendiente de ríos altoandinos, es así que los niveles de OD se encuentran por debajo del ECA para aguas de ríos altoandinos y lagunas, de acuerdo al D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2 respectivamente: Conservación del ambiente acuático para ríos de la sierra (MINAM, 2017), cuyo valor referencial deberá ser ≥ 5 ppm.

Para la DBO entre temporadas de estudio y puntos de muestreo (Tabla 14), se observó mayores valores en estiaje 2019, esto hecho se debe a que la densidad poblacional se ha incrementado en el último año, y que los residuos domésticos sólidos y líquidos en la mayoría de los caso están siendo lanzados directamente al río, influyendo considerablemente el arrastre de material orgánico hacia el rio, requiriendo mayor demanda de oxígeno para su degradación, por lo que en la mayoría de los puntos donde se encuentra la zona urbana, los niveles de DBO se encuentran por encima del ECA para aguas de ríos altoandinos de acuerdo al D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E2: Conservación del ambiente acuático para ríos de la sierra, cuyo valor referencial deberá ser < 10 ppm, por lo que se consideraría contaminado; en tanto que para los puntos cercanos a la cabecera de cuenca los niveles se encuentran dentro de lo establecido, esto indica que no existe actividad antrópica, además de que la cuenca cuenta con poca vegetación principalmente ichu, la cual demanda bajas contracciones de oxígeno disuelto, del mismo modo sucede para las lagunas de acuerdo al D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1, cuyo valor establecido es < 5 mg O2/L.

Al respecto del $DBO_5$, Torres et al. (2010), observaron valores alrededor de 2 ppm para el DBO en rio a nivel del mar, asimismo indica que en condiciones climáticas de invierno y transición, en los cuales éste tiene mayor capacidad de dilución de OD, se refleja en bajas concentraciones de DBO, esto podría indicar una baja contaminación lo cual no se podría afirmar, debido al hecho de que el rio Chumbao es un receptor de aguas residuales de la población, incrementando su valor considerablemente (Tabla 13) , este fenómeno se podría deber a la turbulencia alta que presenta el rio, y a que el cuerpo hídrico presenta alta materia inorgánica (Al-Ani, et al., 2018; Chavez, 2015).

La DQO es una medida de la cantidad de productos químicos (generalmente orgánicos) que consumen oxígeno disuelto, sin importar que tan asimilable biológicamente sea la sustancia, por ejemplo, la glucosa y la lignina son oxidadas completamente, como resultado, los valores de la DQO son mayores que los de la $DBO_5$ y la diferencia puede ser mucho mayor cuando se presentan cantidades significativas de materia orgánica resistente o refractaria (Roldan y Ramírez, 2008), como ocurre en el presente estudio donde los valores de DBO son relativamente más bajos (Tabla 13), estos valores evidentemente varían de acuerdo a las condiciones climáticas siendo mayor para las temporadas de avenidas (Mancera, 2017; Benvenuti *et al.,* 2015), es así que Al-Ani, *et al.* (2018) reporto una concentración mínima de DQO fue de 3.75 mg/l en la estación húmeda y la concentración máxima fue de 88.25 mg/L en la estación seca para ríos que atraviesan zonas urbanizada,

en ese sentido los resultado reportados en el presente trabajo indican fuerte contaminación del rio Chumbao, sobre todo en los puntos donde aledaños a las zonas urbanas (M4, M5, M6, M7) (Torres et al., 2010; Benvenuti et al., 2015; Espinoza, 2015), considerado este parámetro un indicador importante de contaminación antrópica en fuentes hídricas (Perrin et al., 2014; Pinto et al., 2009; Tevez 2015).

### 4.1.2 Nivel trófico

### A. Nitratos

Los resultados del análisis de nitratos se muestran en la Tabla 17, en ella se aprecia que en la mayoría de los casos los niveles se encuentran por debajo del límite de detección (< 0.01 mg/L), no obstante, para la temporada de avenida 2018, se observó que para los puntos M4 hasta M8 los niveles de nitratos aumentan de 0.07 ± 0.06 a 0.97 ± 0.15 mg/L respectivamente, este hecho hace que los niveles muestren diferencia significativa (p-value < 0.05) respecto a los puntos de muestreo en mención.

Del mismo se observó que los niveles de nitrato presentan diferencia significativa respecto (p-value < 0.05) a las temporadas de muestreo, tal como se aprecia en la Tabla 18, asimismo en la Figura 10 se aprecia claramente que la temporada de avenida 2018 muestra valores considerables de nitrato, aunque estos niveles no sobrepasan los ECA para el agua de rio en la categoría 4 del D.S. N° 004-2017-MINAM, cuyo valor máximo establecido es 13 ppm.

Tabla 47. Nitratos (mg/L) por temporadas

| Punto | | Coordenadas | | Avenidas 2018 | | | Estiaje 2018 | Avenidas 2019 | Estiaje 2019 | ECA** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | S | W | | ± | s | | | | |
| L1 | Laguna Pampahuasi | 13°44’57.6” | 073°14’35.7” | < L.D. | | | < L.D. | < L.D. | < L.D. | < 13.0 |
| L2 | Laguna Paccoccocha | 13°46’45.2” | 073°13’50.0” | < L.D. | | | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |
| M1 | Union de lagunas | 13°46’38.4” | 073°15’32.3” | < L.D. | | | < L.D. | < L.D. | < L.D. | < 13.0 |
| M2 | Hidroeléctrica | 13°41’10.9” | 073°20’19.7” | < L.D. | | | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |
| M3 | Pte Aldea Infantil | 13°39’23.4” | 073°21’30.7” | < L.D. | | | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |
| M4 | Coliseo Andahuaylas | 13°39’33.2” | 073°22’38.2” | 0.07 | ± | 0.06 | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |
| M5 | Batallon de Ing | 13°39’37.0” | 073°23’52.7” | 0.13 | ± | 0.06 | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |
| M6 | GREMAR | 13°39’27.4” | 073°25’50.8” | 0.47 | ± | 0.12 | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |
| M7 | Pte Possocoy | 13°38’17.0” | 073°27’10.6” | 0.50 | ± | 0.10 | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |
| M8 | Pte Sotoccmachay | 13°35’26.4” | 073°27’00.8” | 0.97 | ± | 0.15 | < L.D. | < L.D. | < L.D. | |

L.D. < 0.1 mg/L

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

**D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017).

Tabla 5. ANOVA para nitratos por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 0.727 | 9 | 0.081 | 3.778 | 0.000 |
| Temporada | 1.024 | 3 | 0.341 | 15.965 | 0.000 |
| Error | 2.288 | 107 | 0.021 | | |

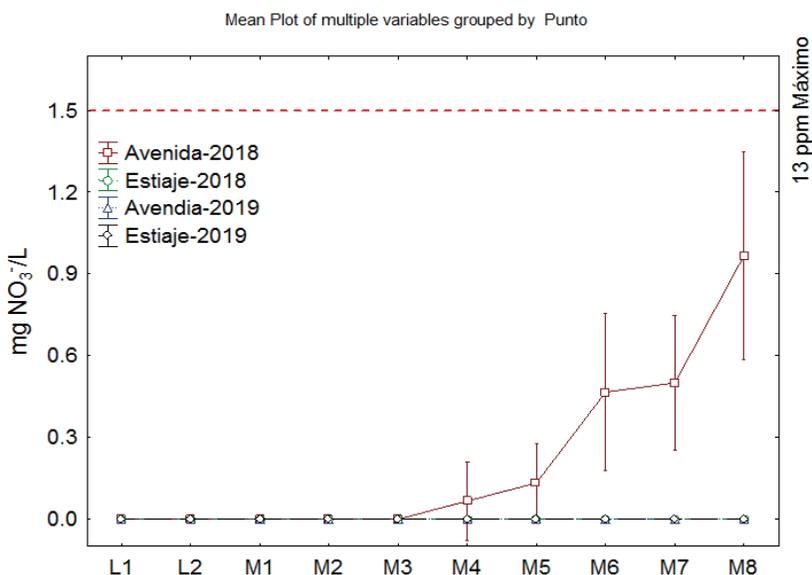



Figura 10. Variación longitudinal de nitratos entre temporadas

## B. Nitritos

Los valores de los niveles de nitrito para los puntos de muestreo por temporadas se muestran en la Tabla 19, de ella se puede observar que los niveles se encuentran por debajo del límite de detección, por lo que se podría considerar como “cero” sobre todo en los puntos cercanos a la cabecera de cuenca (M1 y M2) y las lagunas, no obstante en la temporada de estiaje 2019, se observó que los niveles de nitrito fueron altos incrementándose aguas abajo durante su recorrido hasta alcanzar un máximo de concentración de 10.01 ± 0.06 mg $NO_2^-$/L, es así que los niveles de nitrito varían a lo largo del recorrido del rio (p-value $< 0.05$, letras diferentes en cada punto).

Por otra parte, se observó que los niveles de nitritos fueron diferentes entre temporadas, es decir presentaron diferencias significativas (p-value $< 0.05$, Tabla 20), reportándose mayores niveles para las temporadas de estiaje, aunque para el periodo 2019 fue mayor, este hecho se puede observar en la Figura 11, y de hecho también se observa que en los puntos aledaños a las zonas urbanas se incrementa la concentración de nitritos.

Tabla 19. Nitritos (mg $NO_2^-$/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | E | 0.00 | ± | 0.00 | F | 0.13 | ± | 0.02 | G | N.R.** |
| L2 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | E | 0.00 | ± | 0.00 | F | 0.00 | ± | 0.00 | H | |
| M1 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | E | 0.00 | ± | 0.00 | F | 0.00 | ± | 0.00 | H | N.R.** |
| M2 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.00 | ± | 0.00 | E | 0.00 | ± | 0.00 | F | 0.52 | ± | 0.02 | E | |
| M3 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.01 | ± | 0.01 | E | 0.04 | ± | 0.01 | F | 0.49 | ± | 0.02 | E | |
| M4 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.31 | ± | 0.03 | D | 0.05 | ± | 0.01 | E | 6.92 | ± | 0.03 | C | |
| M5 | 0.00 | ± | 0.00 | C | 0.49 | ± | 0.02 | C | 0.07 | ± | 0.00 | D | 7.15 | ± | 0.02 | B | |
| M6 | 0.07 | ± | 0.06 | B | 0.79 | ± | 0.02 | B | 0.13 | ± | 0.00 | C | 0.41 | ± | 0.02 | F | |
| M7 | 0.05 | ± | 0.02 | B,C | 0.85 | ± | 0.01 | A | 0.29 | ± | 0.00 | B | 6.81 | ± | 0.01 | D | |
| M8 | 0.14 | ± | 0.03 | A | 0.87 | ± | 0.01 | A | 0.53 | ± | 0.00 | A | 10.01 | ± | 0.06 | A | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

** No reporta D.S. N° 004-2017-MINAM, para la categoría.

Tabla 60. ANOVA para nitritos por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 130.913 | 9 | 14.546 | 5.242 | 0.000 |
| Temporada | 215.851 | 3 | 71.950 | 25.929 | 0.000 |
| Error | 296.919 | 107 | 2.775 | | |

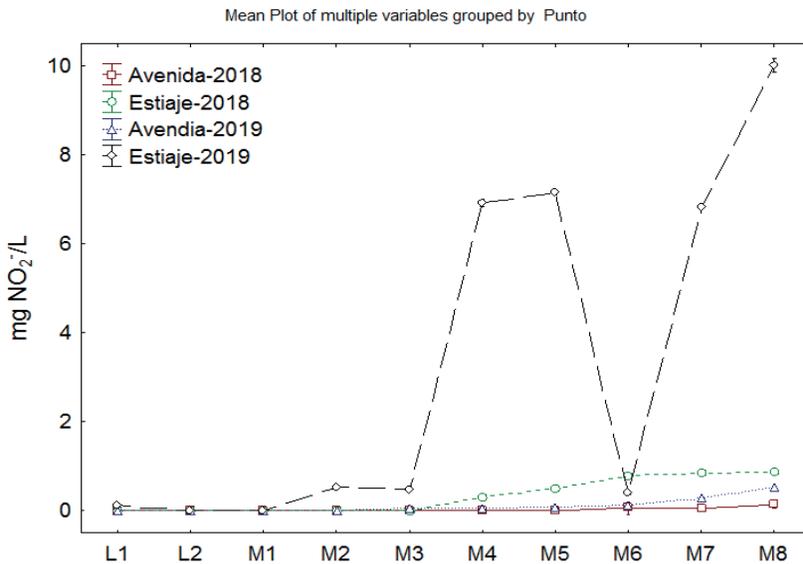



Figura 11. Variación longitudinal de nitritos entre temporadas

## C. Amoniaco

En la Tabla 21, se presentan los niveles de amoniaco por puntos y temporada, se observa que los niveles varían entre puntos de muestreo, es decir presentan diferencia significativa (p-value < 0.05, letras diferentes), incrementándose conforme las aguas del rio discurren aguas abajo, presentando mayor concentración de amoniaco en la temporada de estiaje, siendo mayor para el periodo 2019, asimismo en todos los casos se observa que en los puntos de muestreo aledaños a las zonas urbanas o pasada estos puntos los niveles son altos (M4, M5, M6 y M7), mientras que los puntos cercanos a la cabecera de cuenca y en las lagunas los niveles son bajos reportándose hasta 0.0 mg/L sobre todo en la temporada de avenidas.

Es así que la concentración de amoniaco presenta diferencia entre temporadas (p-value < 0.05, Tabla 22), de hecho, se observa en la Figura 12, que los niveles de amoniaco se incrementan sobre todo en los puntos M4 en adelante, siendo mayor para la temporada estiaje 2019.

Tabla 7. Amoniaco (mg $NH_3$/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 0.00 | ± | 0.00 | B | 0.12 | ± | 0.01 | F | 0.00 | ± | 0.00 | D | 0.37 | ± | 0.01 | F | < 10.3 |
| L2 | 0.00 | ± | 0.00 | B | 0.05 | ± | 0.01 | G | 0.00 | ± | 0.00 | D | 0.27 | ± | 0.01 | F | |
| M1 | 0.04 | ± | 0.01 | B | 0.00 | ± | 0.00 | H | 0.02 | ± | 0.01 | D | 0.30 | ± | 0.02 | F | |
| M2 | 0.00 | ± | 0.00 | B | 0.00 | ± | 0.00 | H | 0.01 | ± | 0.01 | D | 0.03 | ± | 0.01 | G | |
| M3 | 0.00 | ± | 0.00 | B | 0.07 | ± | 0.01 | G | 0.00 | ± | 0.00 | D | 0.03 | ± | 0.01 | G | |
| M4 | 0.13 | ± | 0.02 | A,B | 1.93 | ± | 0.02 | D | 0.08 | ± | 0.01 | C | 3.33 | ± | 0.03 | C | < 10.3 |
| M5 | 0.09 | ± | 0.01 | B | 2.47 | ± | 0.01 | B | 0.02 | ± | 0.01 | D | 3.07 | ± | 0.01 | D | |
| M6 | 0.11 | ± | 0.01 | A,B | 2.42 | ± | 0.03 | C | 0.07 | ± | 0.01 | C | 17.01 | ± | 0.12 | A | |
| M7 | 0.46 | ± | 0.34 | A | 3.05 | ± | 0.01 | A | 0.31 | ± | 0.02 | A | 14.96 | ± | 0.11 | B | |
| M8 | 0.26 | ± | 0.19 | A,B | 1.44 | ± | 0.02 | E | 0.23 | ± | 0.02 | B | 1.59 | ± | 0.02 | E | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

**Se considera pH promedio (7.0) y temperatura media (10°C), D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017).

Tabla 8. ANOVA para amoniaco por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 387.29 | 9 | 43.03 | 6.049 | 0.000 |
| Temporada | 322.53 | 3 | 107.51 | 15.113 | 0.000 |
| Error | 761.16 | 107 | 7.11 | | |

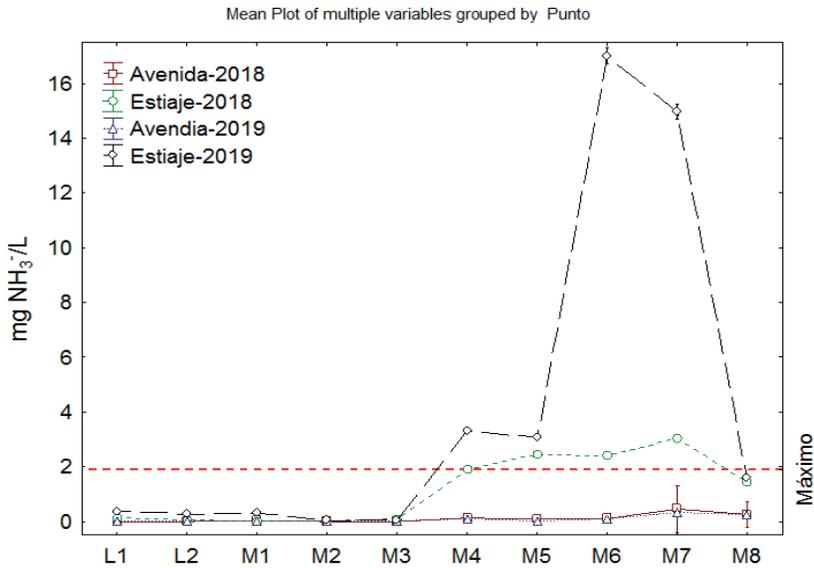



Figura 1. Variación longitudinal del nivel de amoniaco entre temporadas

## D. Fosfatos

Los resultados del nivel de fosfatos se muestran en la Tabla 23, en ella se observa que para la temporada avenidas 2018, los niveles son bajos alcanzando un máximo de 0.43 ± 0.02 mg/L para M7, mientras que para estiajes 2018 se reportó un máximo de 2.18 ± 0.03 mg /L para M1, para avenidas 2019 un máximo de 2.07 ± 0.01 mg/L en M7, y para estiaje un máximo de 2019 5.60 ± 0.02 mg/L en M7, es así que se observó que existe diferencia significativa entre puntos de muestreo (p-value < 0.05, letras diferentes en la Tabla 24).

Tabla 9. Fosfatos (mg $PO_4^{-3}$/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 0.00 | ± | 0.00 | H | 0.63 | ± | 0.01 | G | 0.04 | ± | 0.01 | H | 0.20 | ± | 0.02 | H | N.R.** |
| L2 | 0.00 | ± | 0.00 | H | 1.87 | ± | 0.03 | B | 0.10 | ± | 0.02 | G | 0.94 | ± | 0.06 | F | |
| M1 | 0.07 | ± | 0.01 | F | 2.18 | ± | 0.03 | A | 0.06 | ± | 0.01 | G,H | 0.30 | ± | 0.02 | G | N.R.** |
| M2 | 0.04 | ± | 0.01 | G | 0.14 | ± | 0.03 | H | 1.86 | ± | 0.05 | B | 0.05 | ± | 0.01 | I | |
| M3 | 0.06 | ± | 0.01 | F,G | 0.78 | ± | 0.01 | F | 1.49 | ± | 0.01 | D | 0.18 | ± | 0.01 | H | |
| M4 | 0.15 | ± | 0.01 | D | 1.73 | ± | 0.04 | C | 0.91 | ± | 0.01 | E | 1.33 | ± | 0.02 | D | |
| M5 | 0.11 | ± | 0.01 | E | 1.55 | ± | 0.04 | D | 1.69 | ± | 0.02 | C | 1.65 | ± | 0.02 | C | |
| M6 | 0.18 | ± | 0.01 | C | 1.88 | ± | 0.01 | B | 1.70 | ± | 0.02 | C | 3.05 | ± | 0.02 | B | |
| M7 | 0.43 | ± | 0.02 | A | 1.45 | ± | 0.02 | E | 2.07 | ± | 0.01 | A | 5.60 | ± | 0.02 | A | |
| M8 | 0.32 | ± | 0.02 | B | 1.44 | ± | 0.02 | E | 0.62 | ± | 0.00 | F | 1.02 | ± | 0.01 | E | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia, Anexo 8.

** No reporta D.S. N° 004-2017-MINAM, para la categoría.

Por otra parte, se aprecia que existe diferencia significativa del nivel de fosfatos por temporadas (p-value < 0.05, Tabla 24), reportándose mayor nivel para la temporada de estiaje 2019, tal como se evidencia en la Figura 13, aunque no se observa un incremento sostenido a lo largo del rio en las temporadas de muestreo, no obstante, la mayor concentración se presenta para el punto M7.

Tabla 10. ANOVA para fosfato por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 44.253 | 9 | 4.917 | 8.027 | 0.000 |
| Temporada | 32.027 | 3 | 10.676 | 17.428 | 0.000 |
| Error | 65.544 | 107 | 0.613 | | |

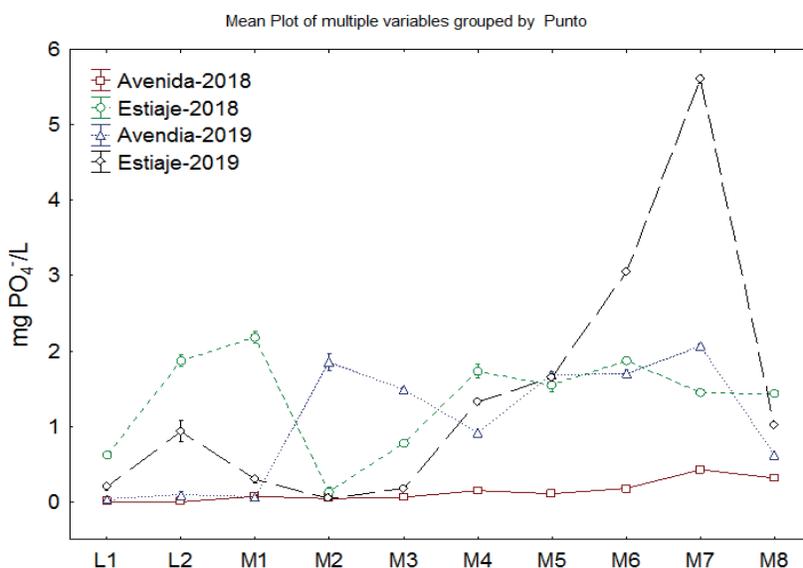



Figura 2. Variación longitudinal del nivel de fosfatos entre temporadas

Analizando el parámetro nivel trófico, nos indica que una forma de entender el fenómeno de eutrofización es a través del contenido de nitratos ($NO_3^-$), es así que siendo los nitratos la forma más oxidada del nitrógeno que se puede encontrar en el agua, estas se forman en la descomposición de las sustancias orgánicas nitrogenadas, principalmente proteínas, en ese sentido el contenido de nitrato mostrados en la Tabla 17, son bajas lo que indica que la materia orgánica no fue oxidada debido a que el agua discurre, siendo este fenómeno más notorio en cuerpos hídrico lenticos tal como lo mostró Espinoza (2015), es así que de acuerdo a los ECA aprobado con D.S. N° 004-2017-MINAM, considera que para la Conservación del ambiente acuático en ríos de la sierra (Subcategoría E1 y E2 respectivamente), estos deben contener como máximo 13 ppm de nitratos, no obstante el

agua del rio a través de todo su cauce se utiliza para riego de los cultivos de la zona, por lo que de acuerdo a la ECA para Riego de vegetales, el nivel máximo de Nitratos y Nitritos no debe ser mayor a 100 ppm, así los resultados encontrados para los nitratos en las agua del rio Chumbao, se encuentran por debajo de los máximos permisibles en los ECA.

Es importarte considerar los nitratos en aguas, ya que concentraciones mayores de 10.45 mg $NO_3^-$/L, se ha comprobado que producen una enfermedad en los niños llamada metahemoglobinemia. Las concentraciones de nitrato en efluentes de aguas residuales pueden variar entre 0 y 20 mg/L. (Sierra, 2011).

Cuando existen actividades antrópicas, las aguas superficiales pueden tener concentraciones de nitrato pueden ser hasta de 5 mg/L pero normalmente menores de 1 mg/L. Concentraciones por encima de los 5 mg/L usualmente indican contaminación, ya sea por desechos domésticos, de animales o la escorrentía. En lagos y embalses concentraciones de nitratos por encima de 0,2 mg/L ya empiezan a general problemas de eutrofización en el agua. En las aguas subterráneas se puede llegar a concentraciones de nitratos hasta de 500 mg/L, especialmente en zonas agrícolas debido a la utilización de fertilizantes (Castillo, 2014; Melorose *et al*., 2015).

La presencia de altos niveles de amoniaco en los cuerpos hídricos es indicativo de contaminación orgánica (Ramírez *et al.,* 1997), lo cual evidencia con valores altos sobre todo en las zonas urbanizadas del rio Chumbao, es decir los puntos M4, M5, M6 y M7 (Tabla 21), estos niveles de amoniaco de debe a la desaminación de compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrolisis de la urea, no obstante el amoniaco es fácilmente captado por las plantas y puede contribuir a la productividad biológica (Chapra y Pellier, 2003), aunque valores altos conduce a la eutrofización de los cuerpos hídricos, del mismo modo, en presencia de oxígeno se oxida a nitritos y nitratos (nitrificación), asimismo en condiciones anaeróbicas, el nitrógeno orgánico se convierte en amoniaco ionizado ($NH_4^{+1}$) y no ionizado ($NH_3$), siendo este último toxico para los peces a concentraciones relativamente bajas. Sin embargo, está en equilibrio con el ion $NH_4^{+1}$ menos tóxico, aunque está condicionada al pH y temperatura (Benvenuti *et al*., 2015; Obeidat *et al*., 2012).

Los niveles permisibles de amoniaco están por debajo de 1.9 mg/L según los ECA aprobado con D.S. N° 004-2017-MINAM, considera que para la Conservación del ambiente acuático en ríos y lagunas de la sierra (Subcategoría E1 y E2 respectivamente), aunque estos valores dependerán de las condiciones de pH y temperatura del agua del rio, es así que para la legislación de Puerto Rico se estable como máximo 1.0 mg/L (PREQB, 2004), mientras que en Brasil se establece como máximo hasta 2.0 mg/L a $7.5 < pH < 8.0$ (CONAMA, 2005), es así que los resultados obtenido muestran contaminación sobre todo en los puntos M4 en adelante para las temporadas de estiaje, tal como se aprecia en la Figura 12.

Los altos niveles de fosfatos sobre todo en los puntos cercanos a las zonas urbanas (Tabla 23), se deben a la contaminación del tipo antrópica, sobre todo a la descarga de

detergentes y agua residuales domesticas (Calvo-Brenes, 2013; Hussein y Ali, 2017) y de actividades agrícolas no tratadas como fertilizantes fosforados, similar resultado reportó Chávez (2015) para ríos que atraviesan zonas urbanas y agrícolas, siendo que altas concentraciones de fosfato se representan como nutrientes importantes que causan eutrofización (Dodds, 2006), aunque no se considera un nivel máximo de fosfatos en los ECA aprobado con D.S. N° 004-2017-MINAM, sin embargo éstos deben mantenerse por debajo de 0.5 mg/L para evitar la proliferación de algas (Jiménez, 2001).

### 4.1.3 Características físicas

### A. Temperatura

Los resultados de la temperatura del agua del rio Chumbao en los puntos de muestreo y temporadas se presenta en la Tabla 25, en ella se aprecia que la temperatura varia significativamente en cada punto de muestreo (p-value < 0.00, letras diferentes), cuyos valores oscilan entre 9.80 ± 0.15 a 15.86 ± 0.24 °C para la temporada de avenida 2018, de 5.25 ± 0.28 a 15.97 ± 0.41 °C para estiaje 2018, mientras que para avenidas 2019 entre 8.94 ± 0.09 a 17.03 ± 0.25 °C, del mismo modo de 10.86 ± 0.00 a 22.95 ± 0.01 °C para estiaje 2019, del mismo modo de observo que la temperatura se incrementa a lo largo del recorrido del rio (aguas abajo), lo cual estaría relacionado con la altitud ya que el rio recorre desde 4081 a 2529 m de altitud.

Asimismo, se observó que la temperatura es mayor para la temporada estiaje 2019, superando ampliamente los valores reportados en estiaje 2018, tal como se evidencia en la Figura 14, es decir la temperatura presenta diferencia significativa entre temporadas (p-value < 0.05, Tabla 26), sin embargo, se aprecia que para estiaje 2018, avenidas 2018 y 2019, los valores de temperatura son similares sobre todo en los puntos M3 en adelante.

Tabla 25. Temperatura (°C) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* | | ± | s | Dif. Sig.* |
| L1 | 9.80 | ± | 0.15 | G | 8.08 | ± | 0.04 | D | 8.94 | ± | 0.09 | G | 13.15 | ± | 0.02 | H |
| L2 | 10.02 | ± | 0.15 | G | 8.15 | ± | 0.05 | D | 9.09 | ± | 0.10 | G | 13.87 | ± | 0.01 | G |
| M1 | 10.99 | ± | 0.11 | F | 5.25 | ± | 0.28 | E | 10.11 | ± | 0.09 | F | 12.84 | ± | 0.01 | I |
| M2 | 13.43 | ± | 0.20 | E | 8.69 | ± | 0.47 | D | 10.73 | ± | 0.06 | F | 10.86 | ± | 0.00 | J |
| M3 | 13.65 | ± | 0.21 | D,E | 12.27 | ± | 0.34 | C | 11.71 | ± | 0.20 | E | 19.22 | ± | 0.01 | E |
| M4 | 13.88 | ± | 0.21 | D,E | 14.75 | ± | 0.42 | B | 12.85 | ± | 0.35 | D | 22.28 | ± | 0.01 | B |
| M5 | 14.09 | ± | 0.21 | C,D | 14.91 | ± | 0.66 | B | 14.46 | ± | 0.53 | C | 21.24 | ± | 0.00 | C |
| M6 | 14.59 | ± | 0.22 | B,C | 15.97 | ± | 0.41 | A | 15.64 | ± | 0.11 | B | 22.95 | ± | 0.01 | A |
| M7 | 15.08 | ± | 0.23 | B | 15.50 | ± | 0.27 | A,B | 15.87 | ± | 0.23 | B | 20.58 | ± | 0.01 | D |
| M8 | 15.86 | ± | 0.24 | A | 14.92 | ± | 0.31 | A,B | 17.03 | ± | 0.25 | A | 19.13 | ± | 0.01 | F |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia, Anexo 9

Tabla 11. ANOVA para temperatura por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 1092.156 | 9 | 121.351 | 57.085 | 0.000 |
| Temporada | 603.340 | 3 | 201.113 | 94.607 | 0.000 |
| Error | 227.459 | 107 | 2.126 | | |

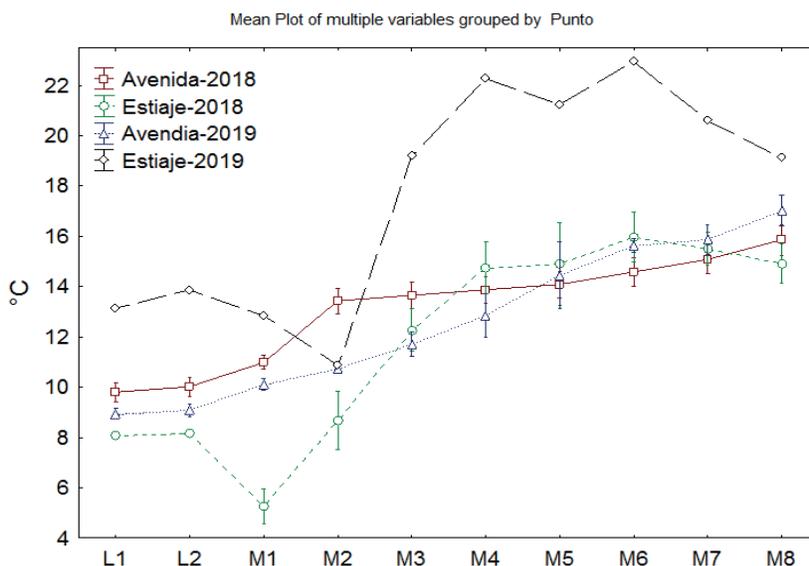



Figura 3. Variación longitudinal de la temperatura entre temporadas

## B. Turbiedad

Los resultados de la turbiedad se muestran en la Tabla 27, de ella se desprende que los valores de turbiedad se incrementan a lo largo de rio, no obstante en las lagunas se presentan los valores más bajos, y aguas abajo presentan diferencia significativa (p-value < 0.05), reportando valores máximos de 140.53 ± 1.16 NTU para avenidas 2018, 94.93 ± 4.98 NTU en estiaje 2018, 192.30 ± 2.86 NTU como máximo para avenidas 2019, y 62.40 ± 2.42 NTU para estiaje 2019, del mismo modo se observa que los valores mayores se encuentran en los puntos cercanos a la zona urbana (M4, M5, M6 y M7).

Tabla 12. Turbiedad (NTU) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 1.43 | ± | 0.21 | H | 0.63 | ± | 0.15 | E | 0.90 | ± | 0.10 | G | 1.17 | ± | 0.12 | F | N.R.** |
| L2 | 0.47 | ± | 0.42 | H | 0.53 | ± | 0.12 | E | 0.50 | ± | 0.20 | G | 0.90 | ± | 0.10 | F | |
| M1 | 42.50 | ± | 0.43 | F | 1.17 | ± | 0.25 | E | 4.03 | ± | 0.21 | G | 10.23 | ± | 0.83 | E | N.R.** |
| M2 | 36.00 | ± | 0.36 | G | 0.77 | ± | 0.15 | E | 4.83 | ± | 0.40 | G | 0.67 | ± | 0.12 | F | |
| M3 | 36.82 | ± | 0.56 | G | 29.80 | ± | 2.23 | D | 11.77 | ± | 0.45 | F | 17.57 | ± | 1.82 | D | |
| M4 | 50.87 | ± | 0.77 | D | 57.23 | ± | 1.45 | C | 22.97 | ± | 0.51 | E | 28.77 | ± | 0.71 | C | |
| M5 | 45.25 | ± | 0.69 | E | 32.37 | ± | 0.67 | D | 30.00 | ± | 0.85 | D | 15.17 | ± | 0.51 | D | |
| M6 | 91.00 | ± | 1.38 | C | 58.20 | ± | 1.50 | C | 65.10 | ± | 0.44 | C | 62.40 | ± | 2.42 | A | |
| M7 | 112.36 | ± | 0.92 | B | 94.93 | ± | 4.98 | A | 192.30 | ± | 2.86 | A | 37.97 | ± | 0.50 | B | |
| M8 | 140.53 | ± | 1.16 | A | 76.60 | ± | 1.51 | B | 147.33 | ± | 4.43 | B | 26.27 | ± | 1.88 | C | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

** No reporta D.S. N° 004-2017-MINAM, para la categoría.

Por otra parte, se observó que la turbiedad presenta valores diferentes en las temporadas de muestreo, es decir presentan diferencia significativa entre temporadas (p-value < 0.05, Tabla 28), y que es mayor para la temporada de avenidas, tal como se aprecia en la Figura 15.

Tabla 13. ANOVA para la turbiedad por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 167087.0 | 9 | 18565.22 | 34.655 | 0.000 |
| Temporada | 21869.4 | 3 | 7289.80 | 13.608 | 0.000 |
| Error | 57321.2 | 107 | 535.71 | | |

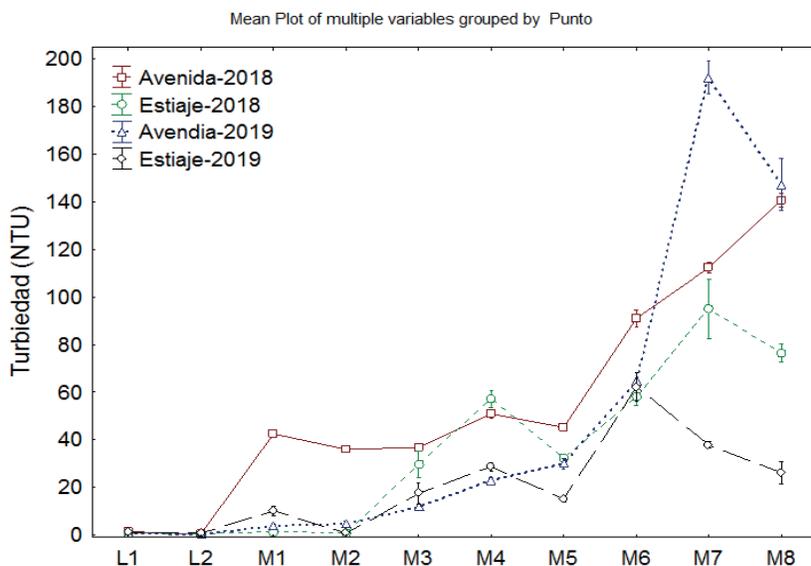



Figura 4. Variación longitudinal de la turbiedad entre temporadas

## C. Solidos totales disueltos

Los reportes del nivel de los sólidos totales disueltos (STD) se presentan en la Tabla 29, de ella se observa que la concentración se incrementa en los puntos de muestreo conforme discurre el rio Chumbao aguas abajo, presentando diferencias significativas (p-value < 0.05, letras diferentes en la Tabla 29), variando en la temporada de avenidas 2018 de 14.67 ± 1.15 mg/L en M1 a 152.67 ± 2.08 mg/L en M8, mientras que para avenidas 2019 fue de 24.33 ± 2.52 mg/L en M1 a 172.33 ± 5.13 mg/L en M8, en tanto que los valores para estiaje 2018 fueron 46.00 ± 1.00 mg/L en M1 a 453.00 ± 17.06 mg/L en M8, y en estiaje 2019 de 13.67 ± 0.58 mg/L en M1 a 453.00 ± 0.00 mg/L en M8, del mismo modo se aprecia que los valores de STD en las lagunas son más bajos que en los puntos loticos a lo largo del rio.

Por otra parte, se observó que los STD varían entre temporadas, es decir presentan diferencia significativa entre temporadas (p-value < 0.05, Tabla 30), y que es mayor para la temporada de estiaje, tal como se aprecia en la Figura 15, presentando fuerte incremento conforme discurre el rio.

Tabla 29. STD (mg/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 39.00 | ± | 1.00 | E | 28.00 | ± | 4.00 | F,G | 27.00 | ± | 1.00 | E | 14.67 | ± | 0.58 | H | ≤ 25 |
| L2 | 12.00 | ± | 0.00 | H | 13.67 | ± | 2.08 | G | 12.33 | ± | 0.58 | F | 12.33 | ± | 0.58 | I | |
| M1 | 14.67 | ± | 1.15 | H | 46.00 | ± | 1.00 | E,F | 24.33 | ± | 2.52 | E | 13.67 | ± | 0.58 | H,I | ≤ 100 |
| M2 | 25.00 | ± | 1.00 | G | 57.67 | ± | 3.51 | E | 21.67 | ± | 2.52 | E,F | 52.33 | ± | 0.58 | G | |
| M3 | 29.00 | ± | 1.00 | F | 115.00 | ± | 9.85 | D | 23.33 | ± | 2.52 | E | 107.00 | ± | 0.00 | F | |
| M4 | 42.00 | ± | 1.00 | E | 227.00 | ± | 4.58 | C | 46.33 | ± | 3.06 | D | 217.00 | ± | 0.00 | E | |
| M5 | 53.33 | ± | 1.53 | D | 237.33 | ± | 7.51 | C | 54.67 | ± | 2.08 | D | 234.00 | ± | 0.00 | D | |
| M6 | 75.00 | ± | 1.00 | C | 323.00 | ± | 13.11 | B | 80.00 | ± | 2.65 | C | 402.00 | ± | 0.00 | C | |
| M7 | 101.67 | ± | 1.53 | B | 463.33 | ± | 10.02 | A | 145.00 | ± | 7.00 | B | 434.00 | ± | 1.73 | B | |
| M8 | 152.67 | ± | 2.08 | A | 453.00 | ± | 17.06 | A | 172.33 | ± | 5.13 | A | 453.00 | ± | 0.00 | A | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia, Anexo 11.

**D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017).

Tabla 14. ANOVA para la turbiedad por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 1339308 | 9 | 148812.0 | 32.959 | 0.000 |
| Temporada | 568963 | 3 | 189654.5 | 42.005 | 0.000 |
| Error | 483115 | 107 | 4515.1 | | |

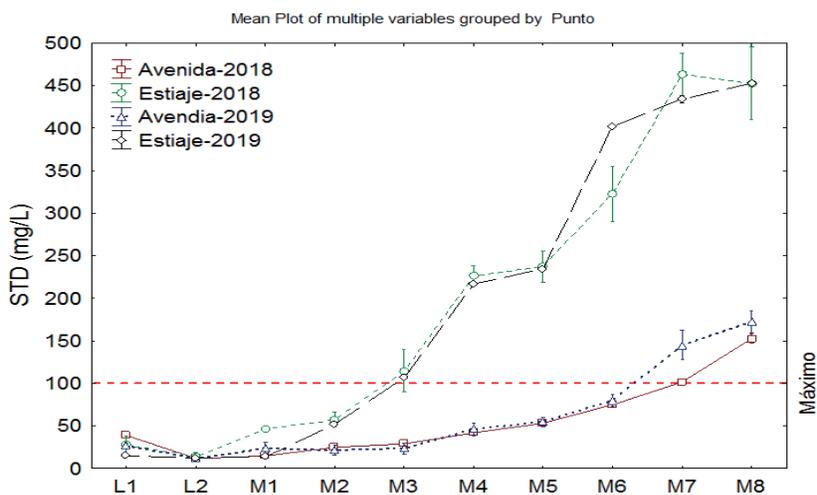



Figura 16. Variación longitudinal de STD entre temporadas

## D. Color

Los resultados del análisis del color verdadero de los puntos de muestreo y temporadas se presentan en la Tabla 31, de ella se desprende que el color varia en los puntos de muestreo lenticos (lagunas) y loticos, es decir muestran diferencia significativa (p-value < 0.05, letras diferentes en la Tabla 31), de acuerdo a los resultados no se observa una variación creciente o decreciente durante el curso del rio aguas abajo, no obstante se puede apreciar que los valores del color son diferentes entre temporadas, es decir muestra diferencia significativa (p-value < 0.05) tal como se aprecia en la Tabla 32, siendo que el color del agua presenta valores más altos en la temporada de estiaje 2019, mientras que es valores más bajos para la estiaje 2018, tal como se puede apreciar en la Figura 17.

Tabla 15. Color (uPt//Co) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 30.00 | ± | 1.00 | C | 15.00 | ± | 1.00 | B,C | 32.67 | ± | 1.53 | E | 55.67 | ± | 1.53 | C | < 20 |
| L2 | 12.67 | ± | 1.15 | G | 6.67 | ± | 1.15 | E | 15.33 | ± | 1.53 | F | 24.33 | ± | 0.58 | F | |
| M1 | 29.00 | ± | 1.00 | C,D | 0.00 | ± | 0.00 | F | 36.33 | ± | 1.53 | D,E | 10.33 | ± | 0.58 | H | |
| M2 | 24.00 | ± | 1.00 | E | 0.33 | ± | 0.58 | F | 33.33 | ± | 1.53 | E | 39.33 | ± | 1.15 | E | |
| M3 | 14.00 | ± | 0.00 | G | 9.33 | ± | 0.58 | D | 15.33 | ± | 1.53 | F | 22.00 | ± | 1.00 | F | |
| M4 | 37.00 | ± | 1.00 | B | 16.67 | ± | 1.53 | B | 54.33 | ± | 1.53 | B | 134.33 | ± | 1.53 | B | < 20 |
| M5 | 27.00 | ± | 1.00 | D | 14.67 | ± | 0.58 | B,C | 39.67 | ± | 1.53 | D | 50.67 | ± | 0.58 | D | |
| M6 | 35.00 | ± | 1.00 | B | 12.67 | ± | 0.58 | C | 57.33 | ± | 1.15 | B | 170.67 | ± | 1.53 | A | |
| M7 | 40.33 | ± | 0.58 | A | 39.00 | ± | 1.00 | A | 95.33 | ± | 1.53 | A | 41.00 | ± | 1.00 | E | |
| M8 | 18.33 | ± | 0.58 | F | 0.33 | ± | 0.58 | F | 48.33 | ± | 1.53 | C | 16.67 | ± | 1.53 | G | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia, Anexo 12.

**D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017).

Tabla 16. ANOVA para la turbiedad por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 42498.71 | 9 | 4722.08 | 9.159 | 0.000 |
| Temporada | 34310.49 | 3 | 11436.83 | 22.183 | 0.000 |
| Error | 55166.93 | 107 | 515.58 | | |

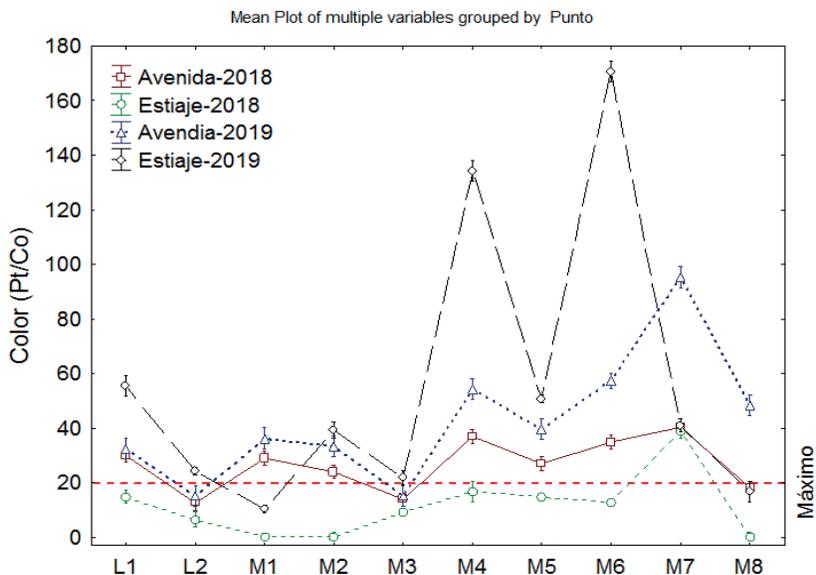



Figura 5. Variación longitudinal del color entre temporadas

Las características físicas de los cuerpos hídricos lóticos como la temperatura está relacionada con las condiciones geográficas de la zona de estudio (Ewaid, 2011), en ese sentido se observó que la temperatura se incrementa a lo largo del recorrido del rio (aguas abajo) (Figura 14), lo cual estaría relacionado con la altitud ya que el rio recorre desde 4081 a 2529 m de altitud, no obstante el incremento considerable de la temperatura del agua afectaría los ciclos reproductivos, la digestión y la respiración de los organismos que habitan las aguas y cuando la temperatura es demasiado elevada, se presenta muerte de peces, debido a la disminución del oxígeno disuelto (Lashari *et al.,* 2009), del mismo modo condiciona otro indicadores de la calidad de agua, como el pH y la conductividad eléctrica (Al-Ani *et al*., 2019).

En cuanto al incremento del nivel de la turbiedad tal como se observó en la Figura 15, se debe sobre todo a la erosión natural de la cuenca la cual aporta sedimentos a lo largo cauce del rio, no obstante, este se acrecienta debido a la actividad antrópica causada por la industria o por desechos domésticos inorgánicos u orgánicos (Montoya *et al*., 2011).

Los niveles encontrados son característicos de ríos de alta pendiente y cuyas muestras han sido recolectadas en temporada de avenidas tal como los encontrados por Montoya, et al (2011), Berden *et al*. (2016) y Ospina-Zúñiga *et al*., (2016), aunque los ECA no establecen valores mínimos para este parámetro en ríos altoandinos, sin embargo los valores de la turbiedad dependerá de la temporada ya sea en secano o en avenida, aunque no están definidos sus valores limites en los ECA (D.S. N° 004-2017-MINAM), sin embargo de acuerdo al CONAMA (2005) establece valores de hasta 40 NTU para cuerpos de agua dulce en Brasil.

Por otra parte, en parte de la subcuenca del rio Chumbao, se practica actividades extractivas de grava y arena, ocasionando problemas en el hábitat acuático y cambian el régimen hidráulico de la corriente, estas activades ocasionan incremento en la turbiedad y consecuentemente afectan a otras actividades que se utilizan agua de esta fuente hídrica, en general la explotación minera o de materiales de construcción generan impactos negativos no solo a los recursos hídrico sino a los ecosistemas colindantes.

Los niveles de STD se en los puntos M3 en adelante para la temporada de estiaje y M7 y M8 para avenidas (Figura 16), se encuentran fuera de los estándares establecidos por los ECA para cuerpos hídricos para conservación del ambiente acuático (D.S. N° 004-2017-MINAM) cuyo máximo debe ser de hasta 100 ppm, este hecho sucede debido a que el rio se encuentra en un lugar de alta turbulencia y confluyen efluentes difusos y puntuales así como tributarios, es así que los niveles de STD están relacionados con la turbidez del agua, siendo que estos valores reflejan las condiciones de ríos, aumentando en puntos donde existe mayor polución antrópica (Almeida y Schwarzbold, 2003). Por otra parte, el exceso de sólidos en los cuerpos hídricos puede afectar al ecosistema acuático (Teves, 2015), ya que altera la luminosidad y por ende interfiere en el metabolismo de microrganismos autótrofos inmersos, asimismo impide la fotosíntesis, y esto está relacionado con la actividad de organismos heterótrofos. Buzelli y Santino, (2013), considera que la sedimentación causada por el exceso de solidos sedimentables, causa problemas en los lechos de los ríos que son espacios para la sobrevivencia de diversas especies, incrementándose los detritos orgánicos, promoviéndose los procesos de descomposición.

Por otra parte, los STD para la laguna Paccoccocha (L2), se encontraron por debajo de lo establecido para ambas temporadas de acuerdo al D.S. N° 004-2017-MINAM, correspondiente a la subcategoría E1; mientras que para la laguna Pampahuasi (L1) estuvo ligeramente por encima de los establecido < 25 mg/L, aunque menor en estiaje.

El color verdadero del agua, se considera al color que aporta las sustancias químicas de origen natural, sin embargo el color también puede estar vinculado a los desechos industriales que se asocia a la presencia de sustancias tóxicas, en ese sentido los resultados del color verdadero que se muestran en la Tabla 31, se encuentran en la mayoría de los casos por encima de los niveles permitidos en los ECA para ríos y lagunas cuyo valor máximo permitido es 20 u Pt/Co (D.S. N° 004-2017-MINAM), este hecho se puede deber a la existencia de vegetación, y estas al descomponerse tiene como productos taninos y ácido húmico (Camargo y Cruz, 1999), asimismo se observó que el color del agua disminuye en el punto M8, este sucede debido a la descomposición de la materia orgánica y la autodepuración que presenta el rio Chumbao, la cual está condicionada a factores como la temperatura y pH del agua.

### 4.1.4 Sustancias disueltas

### A. Dureza

Los resultados de la dureza se muestran en la Tabla 33, de ella se desprende que en los puntos de muestreo lentico y lotico existen diferencia significativa (p-value < 0.05, letras diferentes en la Tabla 33), se observa que en cuanto a las lagunas, la de Pampahuasi (L1) reportó mayor dureza que la laguna de Paccoccocha para todas la temporadas, asimismo se observa que el valor de este parámetro se incrementa a lo largo del rio aguas abajo, llegando a valores máximos de 67.17 ± 1.16 mg/L para avenida 2018, 255.17 ± 1.56 mg/L en estiaje 2018, 200.80 ± 1.18 mg/L en avenida 2019, y 170.13 ± 1.06 mg/L en estiaje 2019, en el punto M8, el cual se encuentra fuera de la zona urbana aguas abajo.

Por otra parte, se pudo apreciar que existe diferencia significativa (p-value < 0.05) entre temporadas de análisis tal como se reporta en la Tabla 34, asimismo se aprecia en la Figura 18, que los niveles de dureza son mayores para la temporada de estiaje 2018, mientras que para estiaje 2019 se reportó similar comportamiento con avenida 2019, presentando valores más bajos para la temporada de estiaje 2018.

Tabla 17. Dureza (mg $CO_3^=$/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 16.03 | ± | 0.80 | G | 20.60 | ± | 0.66 | H | 15.23 | ± | 0.35 | F | 18.37 | ± | 0.67 | G | N.R.** |
| L2 | 9.53 | ± | 0.76 | I | 12.28 | ± | 0.68 | I | 7.97 | ± | 0.15 | G | 11.23 | ± | 0.60 | H | |
| M1 | 11.77 | ± | 0.45 | H | 27.30 | ± | 0.75 | G | 15.20 | ± | 0.87 | F | 18.00 | ± | 0.89 | G | |
| M2 | 23.70 | ± | 0.87 | E | 30.33 | ± | 0.86 | G | 6.97 | ± | 0.76 | G | 20.33 | ± | 0.64 | G | |
| M3 | 19.40 | ± | 0.62 | F | 63.47 | ± | 0.93 | F | 44.07 | ± | 1.34 | E | 42.30 | ± | 0.62 | F | |
| M4 | 30.93 | ± | 0.15 | C | 110.74 | ± | 1.82 | E | 80.80 | ± | 1.31 | D | 74.17 | ± | 1.06 | E | N.R.** |
| M5 | 26.57 | ± | 0.90 | D | 128.60 | ± | 1.51 | D | 101.37 | ± | 1.40 | C | 85.73 | ± | 1.01 | D | |
| M6 | 52.30 | ± | 1.01 | B | 161.43 | ± | 2.05 | C | 109.10 | ± | 1.56 | B | 107.63 | ± | 1.35 | C | |
| M7 | 67.17 | ± | 1.16 | A | 167.87 | ± | 4.30 | B | 100.67 | ± | 1.69 | C | 112.60 | ± | 1.73 | B | |
| M8 | 54.37 | ± | 0.40 | B | 255.17 | ± | 1.56 | A | 200.80 | ± | 1.18 | A | 170.13 | ± | 1.06 | A | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

** No reporta D.S. N° 004-2017-MINAM, para la categoría.

Tabla 18. ANOVA para la dureza por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 306512.8 | 9 | 34056.98 | 58.340 | 0.000 |
| Temporada | 66820.0 | 3 | 22273.34 | 38.155 | 0.000 |
| Error | 62463.1 | 107 | 583.77 | | |

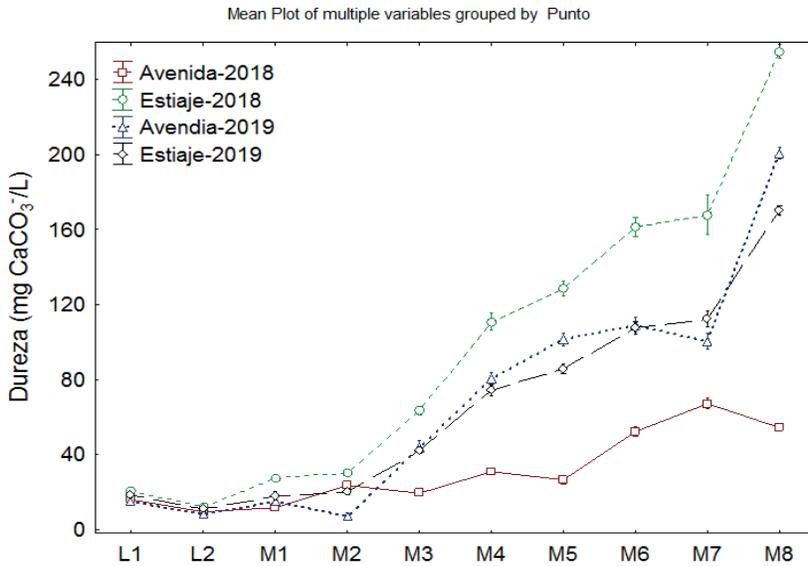



Figura 6. Variación longitudinal de la dureza entre temporadas

## B. Alcalinidad

Los resultados de la alcalinidad del agua del rio Chumbao en los puntos de muestreo se presentan en la Tabla 35, de ella se desprende que la alcalinidad en los puntos de muestreo son diferentes, es decir presentan diferencia significativa (p-value < 0.05), y que los valores se incrementan considerablemente aguas abajo, presentando valores superiores a 50 mg/L en el punto M8 para las distintas temporadas, por otra parte se puede apreciar también que la alcalinidad es menor en la laguna de Paccoccocha (L2)

Tabla 19. Alcalinidad (mg $CO_3^=$/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 5.00 | ± | 1.00 | C | 5.97 | ± | 0.15 | G | 4.40 | ± | 0.10 | H | 5.33 | ± | 0.21 | G | N.R.** |
| L2 | 4.93 | ± | 0.51 | F | 3.27 | ± | 0.67 | H | 2.37 | ± | 0.12 | I | 3.20 | ± | 0.26 | H | |
| M1 | 4.33 | ± | 1.53 | H | 12.40 | ± | 0.62 | F | 7.10 | ± | 0.26 | G | 8.13 | ± | 0.31 | F | |
| M2 | 10.67 | ± | 1.53 | E | 13.93 | ± | 0.40 | F | 3.13 | ± | 0.25 | H,I | 9.40 | ± | 0.17 | F | |
| M3 | 24.00 | ± | 2.00 | F | 29.20 | ± | 0.46 | E | 20.27 | ± | 0.64 | F | 19.47 | ± | 0.31 | E | |
| M4 | 12.67 | ± | 1.53 | B | 36.53 | ± | 0.60 | D | 26.70 | ± | 0.44 | E | 24.47 | ± | 0.31 | D | |
| M5 | 12.07 | ± | 1.10 | D | 42.03 | ± | 0.95 | C | 33.47 | ± | 0.45 | D | 28.07 | ± | 0.50 | C | N.R.** |
| M6 | 20.03 | ± | 0.55 | A | 53.27 | ± | 0.65 | B | 36.00 | ± | 0.52 | C | 35.53 | ± | 0.45 | B | |
| M7 | 40.07 | ± | 1.10 | E | 72.17 | ± | 1.88 | A | 43.73 | ± | 1.16 | B | 48.27 | ± | 1.01 | A | |
| M8 | 55.09 | ± | 1.51 | G | 74.00 | ± | 0.46 | A | 58.23 | ± | 0.31 | A | 49.33 | ± | 0.31 | A | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia, Anexo 14.

** No reporta D.S. N° 004-2017-MINAM, para la categoría.

También existe diferencia significativa (p-value < 0.05) entre temporadas de análisis tal como se reporta en la Tabla 36, asimismo se aprecia en la Figura 19, que los niveles de alcalinidad son relativamente mayores para las temporadas de estiaje 2018 y 2019, mientras que para avenida 2018 se reportó valores más bajos.

Tabla 20. ANOVA para la alcalinidad por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 40612.62 | 9 | 4512.513 | 137.816 | 0.000 |
| Temporada | 3872.87 | 3 | 1290.957 | 39.427 | 0.000 |
| Error | 3503.51 | 107 | 32.743 | | |

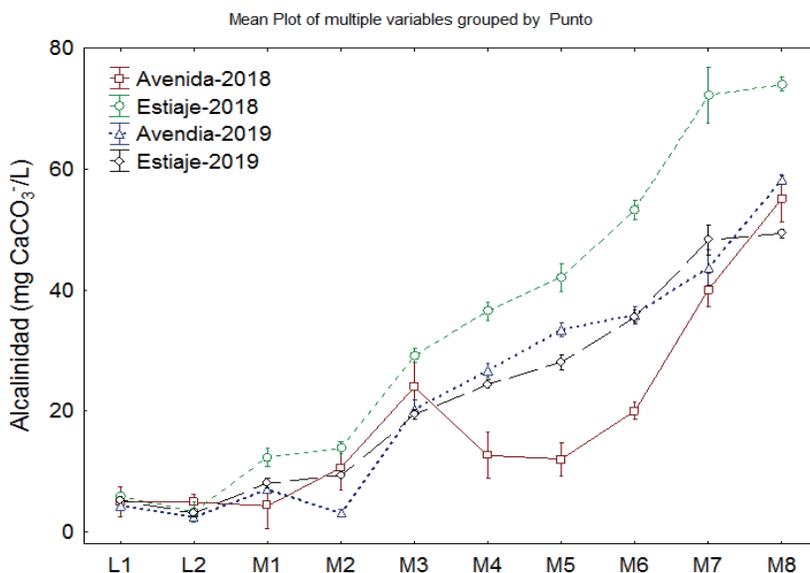



Figura 19. Variación longitudinal de la alcalinidad entre temporadas

## C. Cloruros

La concentración de cloruros en las muestras de agua del rio Chumbao en los puntos de muestreo y en las temporadas de estudio se muestra en la Tabla 37, en ella se aprecia que existe una tendencia a disminuir los niveles de cloruros conforme discurre el rio aguas abajo, mostrando diferencias significativas entre puntos (p-value < 0.05), por otra parte se observa que en el punto M1 cercano a las lagunas presenta mayor concentración para las distintas temporadas, aunque para la temporada estiaje 2019 se reportó valores altos llegando hasta 79.63 ± 0.67 mg/L para M8, por otra parte en las zonas urbanas (M4, M5 y M6) se observó los valores más bajos.

Tabla 21. Cloruros (mg/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* |
| L1 | 38.17 | ± | 1.82 | B | 39.57 | ± | 0.57 | C | 28.20 | ± | 0.66 | C | 26.50 | ± | 0.36 | G |
| L2 | 40.13 | ± | 1.93 | B | 40.60 | ± | 0.46 | C | 23.93 | ± | 0.25 | D | 32.90 | ± | 0.36 | E |
| M1 | 46.60 | ± | 0.70 | A | 63.07 | ± | 0.35 | A | 50.80 | ± | 0.36 | A | 54.87 | ± | 0.35 | B |
| M2 | 17.37 | ± | 0.83 | D | 32.70 | ± | 0.46 | F | 15.80 | ± | 0.53 | E | 42.87 | ± | 0.61 | C |
| M3 | 11.57 | ± | 0.57 | E | 28.93 | ± | 0.47 | H | 13.50 | ± | 0.36 | F | 22.30 | ± | 0.36 | H |
| M4 | 6.30 | ± | 0.26 | F | 12.63 | ± | 0.40 | I | 7.63 | ± | 0.25 | G | 22.47 | ± | 0.71 | H |
| M5 | 10.47 | ± | 0.47 | E | 31.40 | ± | 0.17 | G | 12.67 | ± | 0.45 | F | 41.77 | ± | 0.23 | C |
| M6 | 11.67 | ± | 0.57 | E | 34.57 | ± | 0.55 | E | 13.30 | ± | 0.62 | F | 37.00 | ± | 0.60 | D |
| M7 | 16.63 | ± | 0.78 | D | 37.20 | ± | 0.36 | D | 15.00 | ± | 0.44 | E | 31.23 | ± | 0.31 | F |
| M8 | 30.07 | ± | 0.96 | C | 45.00 | ± | 0.36 | B | 32.70 | ± | 0.46 | B | 79.63 | ± | 0.67 | A |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia, Anexo 15

Asimismo, se pudo apreciar que existe diferencia significativa (p-value < 0.05) entre temporadas de análisis tal como se reporta en la Tabla 38, del mismo modo se aprecia en la Figura 20, que los niveles de cloruros son relativamente mayores para las temporadas de estiaje 2018 y 2019, mientras que para avenidas los niveles son relativamente similares y menores.

Tabla 22. ANOVA para cloruros por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 17007.73 | 9 | 1889.748 | 34.360 | 0.000 |
| Temporada | 7563.80 | 3 | 2521.266 | 45.842 | 0.000 |
| Error | 5884.87 | 107 | 54.999 | | |

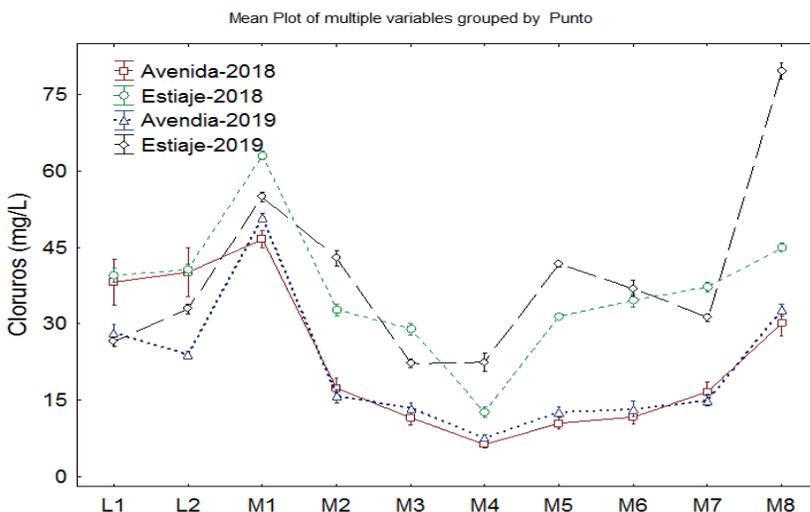



Figura 20. Variación longitudinal de cloruros entre temporadas

## D. pH

Los resultados de las medidas de pH del agua del rio Chumbao en los puntos de muestreo se presentan en la Tabla 39, en ella se aprecia que los valores de pH muestra diferencia significativa (p-value < 0.05, letras diferentes en la Tabla) entre los puntos de muestreo, incrementándose a lo largo del rio alcanzando un valor máximo de 8.05 ± 0.09 en M8 para la temporada de avenida 2018, 8.51 ± 0.14 en M8 para estiaje 2018, 8.67 ± 0.06 en M7 para avenidas 2019, y 9.33 ± 0.02 en M3 para estiaje 2019, por otra parte se observó que el pH del agua de las lagunas es ligeramente menor en comparación a los puntos loticos en el rio Chumbao.

Tabla 39. pH por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 6.97 | ± | 0.07 | D | 7.82 | ± | 0.09 | C,D | 7.43 | ± | 0.06 | F | 7.56 | ± | 0.01 | H | 6.5 – 9.0 |
| L2 | 7.11 | ± | 0.08 | D | 8.04 | ± | 0.09 | B,C | 7.67 | ± | 0.06 | E | 7.90 | ± | 0.01 | E | |
| 1 | 7.19 | ± | 0.08 | C,D | 7.53 | ± | 0.05 | E,F | 7.76 | ± | 0.08 | E | 7.67 | ± | 0.01 | F | 6.5 – 9.0 |
| M2 | 7.63 | ± | 0.08 | B | 8.07 | ± | 0.05 | B | 7.70 | ± | 0.06 | E | 8.45 | ± | 0.02 | C | |
| M3 | 7.36 | ± | 0.08 | C | 8.23 | ± | 0.04 | B | 7.74 | ± | 0.07 | E | 9.33 | ± | 0.02 | A | |
| M4 | 7.72 | ± | 0.09 | B | 8.10 | ± | 0.05 | B | 8.07 | ± | 0.05 | C,D | 7.98 | ± | 0.01 | D | |
| M5 | 7.70 | ± | 0.09 | B | 8.13 | ± | 0.07 | B | 8.16 | ± | 0.05 | B,C | 8.43 | ± | 0.01 | C | |
| M6 | 7.82 | ± | 0.09 | A,B | 7.76 | ± | 0.09 | D,E | 7.95 | ± | 0.07 | D | 7.51 | ± | 0.00 | I | |
| M7 | 7.77 | ± | 0.09 | B | 7.50 | ± | 0.12 | F | 8.67 | ± | 0.06 | A | 7.60 | ± | 0.01 | G | |
| M8 | 8.05 | ± | 0.09 | A | 8.51 | ± | 0.14 | A | 8.33 | ± | 0.09 | B | 8.61 | ± | 0.00 | B | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

**D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017).

Por otra parte se pudo apreciar que existe diferencia significativa (p-value < 0.05) entre temporadas de análisis tal como se reporta en la Tabla 40, del mismo modo se aprecia en la Figura 21, que los valores de pH son relativamente mayores para la temporada de estiaje 2019, mientras que para avenida 2018 se reportó los valores más bajos.

Tabla 23. ANOVA para pH por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 9.044 | 9 | 1.005 | 10.268 | 0.000 |
| Temporada | 5.439 | 3 | 1.813 | 18.527 | 0.000 |
| Error | 10.472 | 107 | 0.098 | | |

Mean Plot of multiple variables grouped by Punto

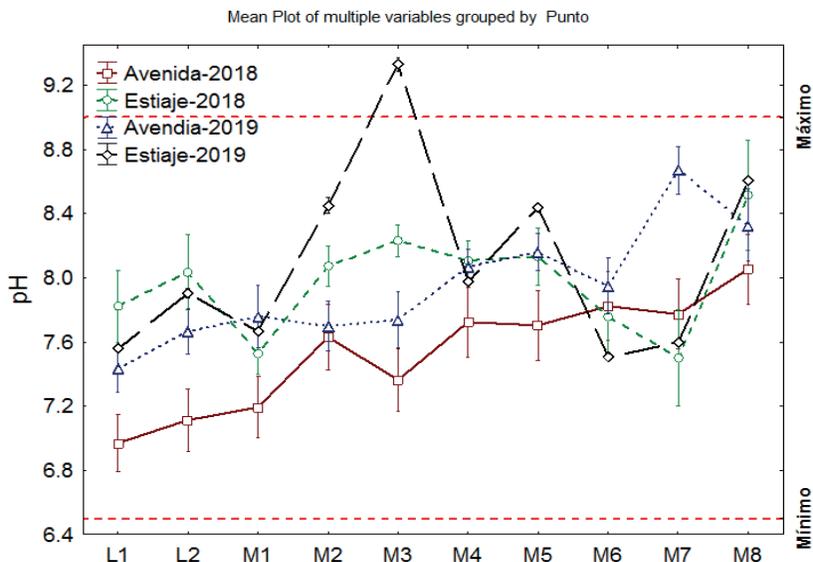



Figura 7. Variación longitudinal del pH entre temporadas

## E. Conductividad

Los resultados de la conductividad de las muestras del agua del rio Chumbao, se muestran en la Tabla 41, de ella se desprende que los valores más bajos de conductividad corresponden a la laguna Paccoccocha para todas las temporadas, por otra parte se observa que la conductividad muestra valores diferentes a los largo del rio, es decir presentan diferencia significativa (p-value < 0.05, letras diferentes en la Tabla), incrementándose a los largo del rio aguas abajo, presentando los valores más altos en el punto M8, aquel donde llegan las aguas recolectadas de la zona urbana, residuales domésticas y agrícolas.

Asimismo se pudo apreciar que existe diferencia significativa entre temporadas de análisis (p-value < 0.05, Tabla 42), del mismo modo se aprecia en la Tabla 41 que la conductividad es mayor en la temporada de estiaje, los cuales superan ampliamente a los valores reportados en las temporadas de avenida, este hecho también se puede evidenciar en la Figura 22.

Tabla 24. Conductividad por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | | ECA** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\overline{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | |
| L1 | 79.67 | ± | 3.06 | E | 50.33 | ± | 4.16 | H | 53.00 | ± | 1.00 | D,E | 30.67 | ± | 2.08 | H | < 1000 |
| L2 | 25.33 | ± | 1.53 | G | 26.33 | ± | 3.06 | H | 24.00 | ± | 1.00 | E | 25.33 | ± | 2.08 | H | |
| M1 | 29.33 | ± | 1.53 | G | 92.33 | ± | 1.53 | G | 45.67 | ± | 1.53 | D,E | 28.33 | ± | 1.53 | H | < 1000 |
| M2 | 51.00 | ± | 2.65 | F | 108.33 | ± | 2.52 | F | 48.00 | ± | 3.61 | D,E | 104.00 | ± | 2.00 | G | |
| M3 | 60.00 | ± | 3.61 | F | 231.67 | ± | 4.04 | E | 55.00 | ± | 2.65 | D,E | 214.67 | ± | 1.15 | F | |
| M4 | 85.67 | ± | 4.73 | E | 440.00 | ± | 4.58 | D | 83.00 | ± | 2.00 | D | 433.00 | ± | 2.65 | E | |
| M5 | 108.00 | ± | 6.24 | D | 455.67 | ± | 4.73 | C | 106.67 | ± | 4.51 | D,E | 465.33 | ± | 4.62 | D | |
| M6 | 155.00 | ± | 8.89 | C | 617.33 | ± | 5.03 | B | 157.67 | ± | 4.16 | C | 801.67 | ± | 3.21 | C | |
| M7 | 204.00 | ± | 4.58 | B | 905.67 | ± | 5.69 | A | 276.00 | ± | 5.00 | B | 870.33 | ± | 5.51 | B | |
| M8 | 302.33 | ± | 8.50 | A | 911.33 | ± | 6.03 | A | 335.67 | ± | 4.51 | A | 903.00 | ± | 2.65 | A | |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia, Anexo 17.

**D.S. N° 004-2017-MINAM - Categoría 4, Subcategoría E1 y E2, (MINAM, 2017).

Tabla 25. ANOVA para conductividad por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 5236837 | 9 | 581870.8 | 32.477 | 0.000 |
| Temporada | 2212915 | 3 | 737638.3 | 41.172 | 0.000 |
| Error | 1917035 | 107 | 17916.2 | | |

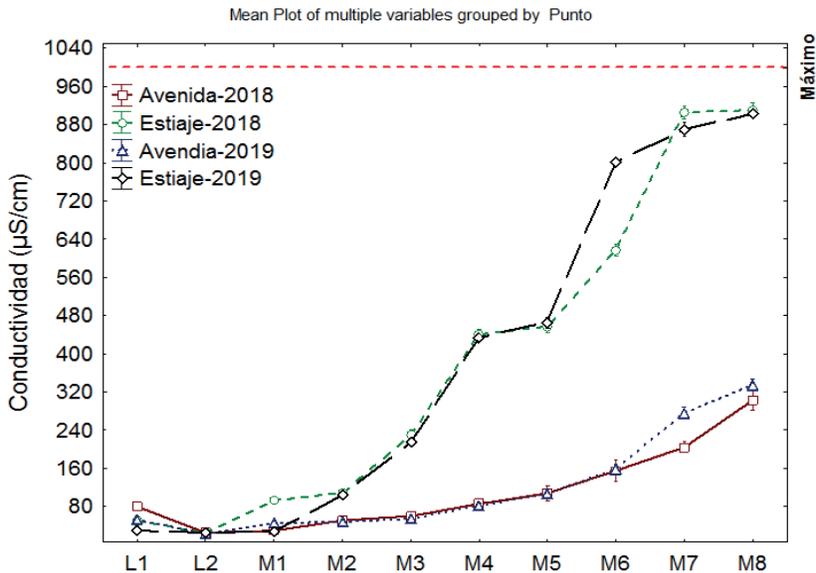



Figura 8. Variación longitudinal de la conductividad entre temporadas

En cuanto a la alcalinidad mostrados en la Tabla 35, se observó valores crecientes a lo largo del rio, lo cual permite adoptar una capacidad amortiguadora al agua, además de presentar alta productividad (Garbagnati *et al.*, 2005), este hecho se correlaciona con el alto nivel de dureza del agua, puesto que ambos parámetros son expresados en cantidades de carbonatos, por otra parte los altos niveles de alcalinidad y dureza se deben a que en los puntos M2 y M3 se encuentran zonas extractivas de material de construcción, las cuales utilizan agua del rio, y son devueltas a la misma sin ninguna tratamiento (Castillo, 2014).

La concentración de cloruros es una medida indirecta de la salinidad, valores altos podrían provocar daños en cultivos causada por riego con aguas cuyas concentraciones están por encima de 350 ppm (BC, 2003, y Phocaides 2000), la CONAMA (2005) en Brasil establece un máximo de 250 mg/L para cuerpos de agua dulce en Brasil, los valores reportados en los puntos de muestreo del rio Chumbao en sus diferentes temporadas (Tabla 37) no sobrepasan los niveles recomendados, por otra parte el incremento de cloruros a partir del punto M5 en adelante (Figura 19), se podría deber al agua excedentaria de riegos agrícolas (Tebbutt, 2002) o como consecuencia de actividades domésticas sobre todo de aguas servidas (Sánchez *et al.*, 2016), aunque los cloruros se presentan en concentraciones variables en todas las aguas naturales, y su concentración depende depósitos de sal en el área (Páez-Sánchez *et al.* 2013).

En referencia al pH del agua del rio, se observó que los valores se encuentran dentro de lo establecido en los ECA (D.S. N° 004-2017-MINAM), cuyo rango permisible es de 6.5 a 9.0 para la conservación de ríos y lagunas de la Sierra; por otra parte se pudo apreciar que el pH aumenta ligeramente aguas abajo (Figura 21), teniendo carácter básico en los puntos donde existe alta actividad antrópica o pudiendo ser la fuente de esta variación el origen alóctono y autóctono, al contrario de los punto M1 y M2, donde el pH es ligeramente neutro, posibilitando una mayor estabilidad del medio y la diversificación de ecosistemas y su consecuente desenvolvimiento (Marotta *et al.,* 2008).

La conductividad se incrementa en el curso aguas abajo (Figura 22), este hecho se debe a que a medida que discurre el agua este disuelve sales e iones presentes en los suelos aledaños a la rivera y aquellos que llegan al cuerpo hídrico por efecto de la escorrentía producida por la lluvia (Teves, 2015), tales como especialmente de Ca, Mg, Na, P, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, aunque se observa claramente que el valor de la conductividad es mayor en los puntos donde el agua discurrió la población, aunque estos valores están por debajo del máximo permitido en los ECA para conservación del ambiente acuático de ríos y lagunas (D.S. N° 004-2017-MINAM), cuyo valor debe ser menor a 1000 $\mu$S/cm.

### 4.1.5 Evaluación de los bioindicadores microbiológicos

Para la determinación de los bioindicadores microbiológicos, se han considerado a *Escherichia coli* y Coliformes totales, cuyos resultados se muestran en la Tabla 43, en ella se aprecia que los niveles de E. coli son menores a 300 NMP/100 mL en los puntos de muestreo cercanos a la cabecera de cuenca, y que esta se incrementa conforme el rio discurre aguas abajo a partir del punto M4 (aledaño a la zona urbana), siendo más alta en los puntos M6 y M7, por otra parte se observa también que los Coliformes totales se incrementan aguas abajo incrementados de manera similar a los de E. coli, este hecho se debe a la descarga de aguas residuales domésticas, así como efluentes difusos y puntuales provenientes de la agricultura y ganadería.

Tabla 26. Coliformes (NMP/100 mL) por temporadas

| Punto | E. Coli | | | | Coliformes totales | | | | ECA ** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Avenidas 2018 | Estiaje 2018 | Avenidas 2019 | Estiaje 2019 | Avenidas 2018 | Estiaje 2018 | Avenidas 2019 | Estiaje 2019 | |
| L1 | 1.1E+03 | < 300 | < 300 | < 300 | 3.6E+03 | 6.8E+02 | < 300 | 6.5E+05 | < 1000 |
| L2 | < 300 | < 300 | < 300 | < 300 | 1.6E+03 | 6.8E+02 | < 300 | 1.2E+05 | |
| M1 | < 300 | < 300 | < 300 | < 300 | 1.6E+03 | 6.8E+02 | 3.3E+03 | 7.0E+04 | |
| M2 | < 300 | < 300 | < 300 | < 300 | 1.6E+03 | 0.0E+00 | 1.3E+03 | 1.6E+05 | |
| M3 | < 300 | 7.0E+03 | < 300 | < 300 | 6.4E+03 | 3.1E+04 | 1.7E+04 | 1.9E+06 | |
| M4 | 6.9E+04 | 3.1E+05 | 1.3E+05 | 5.1E+05 | 1.1E+05 | 7.8E+05 | 1.7E+05 | 2.1E+08 | < 1000 |
| M5 | 4.6E+04 | 6.9E+04 | 1.3E+05 | 2.6E+05 | 1.7E+05 | 1.3E+05 | 2.3E+05 | 1.6E+07 | |
| M6 | 1.1E+05 | 1.4E+05 | 3.3E+04 | 1.4E+06 | 2.7E+05 | 2.7E+05 | 2.7E+05 | 3.9E+08 | |
| M7 | 2.7E+05 | 6.9E+05 | 4.7E+05 | 7.7E+05 | 3.3E+05 | 2.2E+06 | 9.7E+05 | 2.0E+08 | |
| M8 | 2.2E+05 | 6.9E+03 | 3.3E+04 | 1.9E+04 | 2.3E+05 | 4.5E+04 | 7.3E+05 | 3.0E+06 | |

Respecto a los coliformes presente en el agua del rio Chumbao mostrados en la Tabla 43, se debe principalmente a la actividad doméstica, así como a las áreas destinadas al cultivo, aunque estos valores son relativamente bajos en las zonas cercanas a la cabecera de Cuenca, incrementándose de manera abrumadora los niveles de *Escherichia coli* y Coliformes en los puntos de muestreo M4 en adelante, debido a que es en estos puntos comienza las actividades domésticas, y en la mayoría de los casos los desagües son descargados a la misma corriente de agua, así como la existencia de residuos sólidos domiciliarios, superando ampliamente a los valores mínimos establecidos por los ECA para Coliformes termotolerantes, cuyo valor mínimo es de 2000 NMP/mL para la conservación del ambiente acuático de ríos en la sierra o altoandinos, siendo este parámetro el que de mayor afectación en la calidad ambiental del agua de un río (Diaz, 2019).

## 4.2 EVALUACIÓN DEL NIVEL DE CAFEÍNA

Los resultados del nivel de cafeína en los puntos de muestreo se muestran en la Tabla 44, de ella se desprende que para la temporada avenidas 2018, no se encontró diferencia significativa en la concentración de cafeína (p-value > 0.05), no obstante se reportaron valores por debajo del límite de detección, los niveles se incrementaron para avenida 2019 mostrando diferencia significativa (p-value < 0.05) sobre todo en los punto M3 a M8, siendo mayor en el punto M7 (6.77 ± 0.10 $\mu$g/L); por otra parte en la temporada de estiaje se observó que lo niveles de cafeína en los punto lenticos (lagunas) y loticos M1 y M2 se encuentran por debajo del límite de detección, incrementándose en adelante aguas abajo, mostrando diferencia significativa (p-value < 0.05), reportándose mayor concentración en M5 (25.23 ± 0.08 $\mu$g/L) para estiaje 2019, mientras que el máximo para estiaje 2018 fue 25.64 ± 0.40 $\mu$g/L en M3.

Tabla 27. Cafeína ($\mu$g/L) por temporadas

| Punto | Avenidas 2018 | | | | Estiaje 2018 | | | | Avenidas 2019 | | | | Estiaje 2019 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* | $\bar{x}$ | ± | s | Dif. Sig.* |
| L1 | <1.09 | ± | 0.00 | A | <1.15 | ± | 0.00 | F | <1.15 | ± | 0.00 | G | <1.15 | ± | 0.00 | G |
| L2 | <1.09 | ± | 0.00 | A | <1.15 | ± | 0.00 | F | <1.15 | ± | 0.00 | G | <1.15 | ± | 0.00 | G |
| M1 | <1.09 | ± | 0.00 | A | <1.15 | ± | 0.00 | F | <1.15 | ± | 0.00 | G | <1.15 | ± | 0.00 | G |
| M2 | <1.09 | ± | 0.00 | A | <1.15 | ± | 0.00 | F | <1.15 | ± | 0.00 | G | <1.15 | ± | 0.00 | G |
| M3 | <1.09 | ± | 0.00 | A | 25.64 | ± | 0.40 | A | 4.18 | ± | 0.14 | D | 10.21 | ± | 0.12 | F |
| M4 | <1.09 | ± | 0.00 | A | 15.52 | ± | 0.27 | B | 7.45 | ± | 0.43 | A | 14.12 | ± | 0.11 | E |
| M5 | <1.09 | ± | 0.00 | A | 13.15 | ± | 0.07 | D | 2.30 | ± | 0.23 | F | 25.23 | ± | 0.08 | A |
| M6 | <1.09 | ± | 0.00 | A | 14.20 | ± | 0.05 | C | 3.13 | ± | 0.12 | E | 19.48 | ± | 0.15 | C |
| M7 | <1.09 | ± | 0.00 | A | 13.64 | ± | 0.45 | C,D | 6.77 | ± | 0.10 | B | 18.58 | ± | 0.28 | D |
| M8 | <1.09 | ± | 0.00 | A | 11.24 | ± | 0.10 | E | 5.41 | ± | 0.50 | C | 21.14 | ± | 0.17 | B |

*Evaluado con el test de Tukey al 5% de significancia.

Asimismo se pudo apreciar que existe diferencia significativa entre temporadas de análisis (p-value < 0.05, Tabla 45), del mismo modo se aprecia en la Tabla 44 que los niveles de cafeína son mayores para las temporada de estiaje, los cuales superan ampliamente a los valores reportados en las temporadas de avenida, este hecho también se puede evidenciar en la Figura 23, del mismo modo se aprecia que para todas la temporadas los niveles de cafeína no fueron detectables (menor al límite de detección) en los puntos lenticos (Lagunas) y puntos loticos M1 y M2.

Tabla 28. ANOVA para nivel de cafeína por puntos de muestreo y temporadas

| Fuente de variabilidad | SS | GL | MS | Fcal | p-value |
|---|---|---|---|---|---|
| Puntos | 2287.64 | 9 | 254.18 | 4.385 | 0.000 |
| Temporada | 1777.38 | 3 | 592.46 | 10.221 | 0.000 |
| Error | 6202.44 | 107 | 57.97 | | |

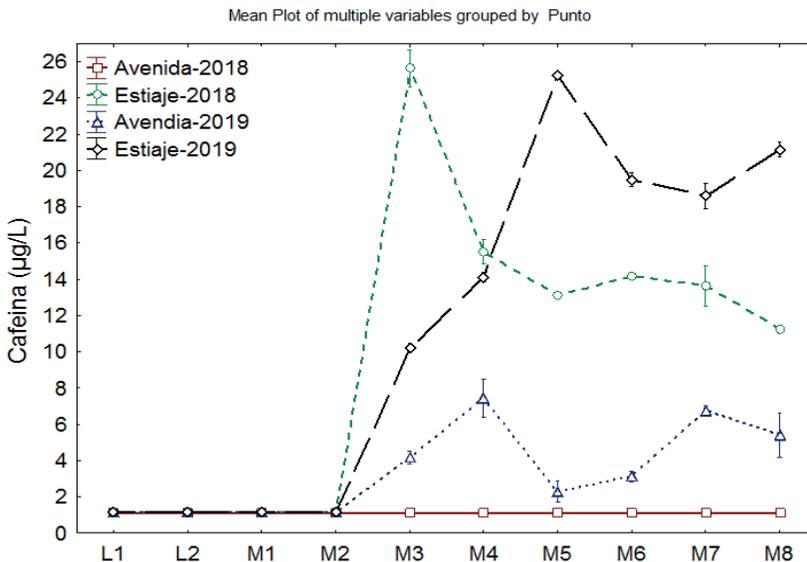



Figura 9. Variación longitudinal de la cafeína entre temporadas

Los niveles de cafeína en los puntos de muestreo donde no existe actividad antrópica fueron no detectables (Tabla 45) es decir en los puntos cercanos a la cabecera de cuenca, por otra parte se observó que los niveles de cafeína varían a lo largo del rio y esta variación es más notable en la estacionalidad, tal como lo reportó Correa *et a*l. (2009), siendo mayor en temporadas de estiaje, disminuyendo la concentración en temporadas de avenidas debido al incremento el nivel de solvente (agua), no obstante los niveles de cafeína se incrementan en los puntos aledaños a la zona urbana, este comportamiento es característico para ríos de zonas urbanas, tal como encontraron Linden et al. (2015); siendo este un indicador antrópico en aguas residuales, es así que los lixiviados de los vertederos contienen grandes cantidades de ácidos grasos y también pueden contener una mezcla compleja de compuestos orgánicos sintéticos como la cafeína (Stuart y Klinck, 1998), ya que es considerado uno de los alcaloides con actividad biológica más ingeridos en el planeta (De Maria y Moreira, 2007), así como bajo la forma de fármacos o en bebidas, es así que una cuchara de café puede contener aproximadamente hasta 80 mg de cafeína, mientras que una lata de coca cola puede alcanzar niveles que van de 34 a 41 mg, niveles elevados de cafeína puede afectar negativamente la motricidad corporal, la calidad de

sueño, causa irritabilidad así como ansiedad (Smith, 2002), reportándose que dosis de hasta 4.6 mg/kg corporal puede causar efectos adversos a la salud (Nawrot et al., 2003), del mismo modo sobre los ecosistemas acuáticos (Stuart y Lapworth, 2013).

En ese sentido el estudio de la cafeína se podría considerar como un marcador efectivo de la contaminación antrópica, puesto que su concentración se incrementa en las zonas urbanas con actividad antrópica, constituyéndose así en una técnica de monitoreo ambiental de aguas superficiales en sistemas lenticos y loticos, sobre todo en ríos que atraviesan zonas urbanas, tal como lo recomiendan Mizukawa et al., (2019) y Gonçalves et al., (2017), ya que presentaron correlación positiva con contaminantes de carácter eminentemente antrópico como los nitratos, nitritos, DBO, coliformes, fosfato y amonio.

## 4.3 EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA - ICA

Considerando los pesos de los parámetros para calcular el ICA según la NSF y Dinius (Tabla 4), se calcularon los valores del ICA para cada punto de muestreo lentico y lotico en las temporadas de estudio, para lo cual se hizo el cálculo de los sub índices ($S_i$) de los parámetros considerados a través de las ecuaciones, y con la Ecuación 01, se realizó el cálculo del ICA para cada punto de muestreo.

### - ICA SEGÚN NSF

En la Tabla 46, se muestran los resultados del ICA según la NSF, de ella se desprende que la calidad del agua en las lagunas esta entre excelente y buena, mientras que en los puntos loticos a lo largo del rio Chumbao disminuyen desde la calidad de Buena hasta calidad media para la temporada de avenidas, en tanto que para épocas de estiaje la calidad del agua llega hasta niveles de mala, del mismo modo se observa que a partir de las zonas de influencia de urbanización la calidad disminuye a media a mala, este mismo hecho puede ser apreciable en la Figura 24, no obstante en ningún caso la calidad es muy mala, aunque se observa que para la temporada de estiaje 2019, se reportó calidades más bajas de agua.

Tabla 29. Índice de calidad del agua según NSF por temporadas

| Puntos Puntuación | | Avenidas 2018 | | Estiaje 2018 | | Avenidas 2019 | | Estiaje 2019 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Calidad | Puntuación | Calidad | Puntuación | Calidad | Puntuación | Calidad | |
| Cuenca alta | L1 | 89.8 | Buena | 82.9 | Buena | 90.8 | Excelente | 86.8 | Buena |
| | L2 | 98.6 | Excelente | 82.6 | Buena | 89.0 | Buena | 84.0 | Buena |
| Cuenca baja | M1 | 87.4 | Buena | 84.7 | Buena | 87.8 | Buena | 84.8 | Buena |
| | M2 | 86.0 | Buena | 87.0 | Buena | 82.4 | Buena | 85.8 | Buena |
| | M3 | 84.7 | Buena | 65.9 | Media | 69.4 | Buena | 63.7 | Media |
| | M4 | 65.5 | Media | 50.3 | Mala | 59.5 | Media | 45.0 | Mala |
| | M5 | 65.9 | Media | 54.2 | Media | 53.5 | Media | 45.7 | Mala |
| | M6 | 62.0 | Media | 55.1 | Media | 47.2 | Mala | 29.0 | Mala |
| | M7 | 58.3 | Media | 40.6 | Mala | 43.2 | Mala | 43.4 | Mala |
| | M8 | 54.6 | Media | 50.0 | Mala | 52.6 | Media | 49.5 | Mala |

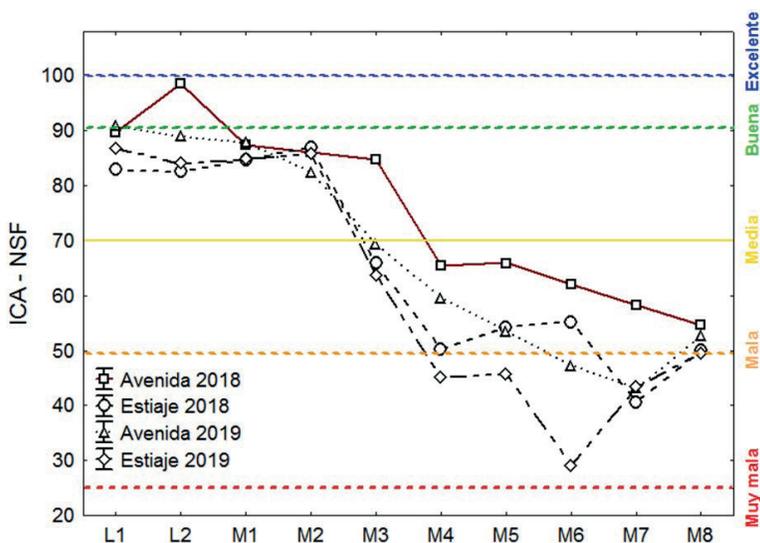



Figura 10. Variación longitudinal del índice de calidad del agua según NSF

## - ICA SEGÚN DINIUS

La calidad del agua en función a la vida acuática fue descrita por Dinius (1987), la cual categoriza en 06 niveles desde Excelente a Excesivamente Contaminada, en ese sentido se observó que la calidad del agua según Dinius para las lagunas es excelente, mientras que para los puntos loticos oscila entre excelente a aceptable para la temporada de avenida 2018, mientras que para la temporada avenida 2018 se reportó de excelente a contaminada, y para avenida 2019 llegó hasta calidad de fuertemente contaminada, en cuanto a avenida 2019 disminuyó hasta calidad levemente contaminada, del mismo modo se observó que los puntos M1, M2 y M3 la calidad del agua es excelente, tal como se muestra en la Figura 24, del mismo modo sucedió para la calidad del agua en estiaje 2019.

Tabla 30. Índice de calidad del agua según Dinius por temporadas

| Puntos Puntuación | | Avenidas 2018 | | Estiaje 2018 | | Avenidas 2019 | | Estiaje 2019 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Calidad | Puntuación | Calidad | Puntuación | Calidad | Puntuación | Calidad | |
| Cuenca alta | L1 | 83.7 | Excelente | 89.0 | Excelente | 90.3 | Excelente | 79.1 | Excelente |
| | L2 | 92.2 | Excelente | 90.4 | Excelente | 91.9 | Excelente | 80.7 | Excelente |
| Cuenca baja | M1 | 89.8 | Excelente | 91.8 | Excelente | 85.3 | Excelente | 82.7 | Excelente |
| | M2 | 88.6 | Excelente | 92.5 | Excelente | 87.9 | Excelente | 77.5 | Excelente |
| | M3 | 87.7 | Excelente | 73.2 | Excelente | 74.8 | Excelente | 64.8 | Aceptable |
| | M4 | 69.6 | Aceptable | 57.9 | Levemente Contaminada | 62.0 | Aceptable | 48.7 | Contaminada |
| | M5 | 69.2 | Aceptable | 60.0 | Levemente Contaminada | 56.9 | Levemente contaminada | 49.3 | Contaminada |
| | M6 | 67.0 | Aceptable | 60.7 | Aceptable | 53.3 | Levemente contaminada | 37.1 | Fuertemente Contaminada |
| | M7 | 64.7 | Aceptable | 47.1 | Contaminada | 50.9 | Levemente contaminada | 47.0 | Contaminada |
| | M8 | 63.4 | Aceptable | 59.7 | Levemente Contaminada | 57.5 | Levemente contaminada | 51.9 | Levemente Contaminada |

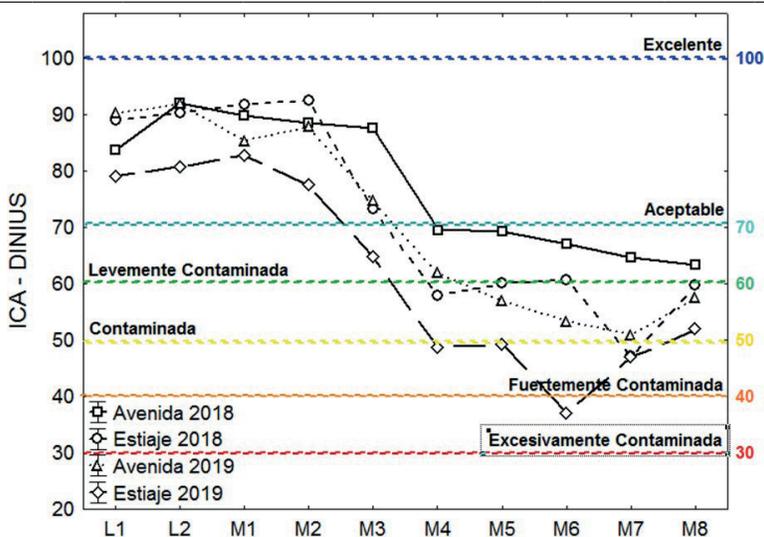



Figura 11. Variación longitudinal del índice de calidad del agua según Dinius

La calidad del agua es considerada buena o excelente en los puntos lenticos (lagunas) (Figura 23 y 24), mientras que en los puntos cercanos a la cabecera de cuenca se reporta entre aceptable y buena, en tanto que para los puntos cercanos a la zona urbana la calidad disminuye considerablemente hasta mala o fuertemente contaminada, más aún en temporada de estiaje, toda vez que las aguas residuales son descargadas directamente al rio, así como el arrojo de residuos sólidos directamente al rio (Espinoza, 2015); este comportamiento es característico de ríos que atraviesan urbes, tal como lo menciona Torres et al., (2010), Mophin-Kani y Murugesan (2011), González et al. (2013), Bhatti y Latif (2011), Quiroz et al. (2017), y Gil-Marín et al. (2018), es así que estos puntos consideran de un nivel

de riesgo sanitario (Torres et al., 2009), debido a que transportan agentes contaminantes (físico, químicos y microbiológicos) que puedan causar enfermedades de origen hídrico al hombre y los animales (Sabogal 2000; Laura, 2019), sobre todo en países en vías de desarrollo, el riesgo microbiológico es bien marcado, sobre todo debido principalmente al inadecuado saneamiento, tal como se evidencio en la Agenda 21 de la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, donde se considera que al menos el 80% de todas las enfermedades y la tercera parte de muertes en estos países se deben al consumo y uso de agua contaminada (Torres et al., 2009).

## 4.4 CORRELACIÓN ENTRE LA CAFEINA Y EL ICA

En la Tabla 48, se presenta la correlación de Pearson del nivel de cafeína y el ICA para las temporadas de estudio, de ella se desprende que el ICA en Avenida 2018 presenta baja correlación inversa (Rs = -0.47), mientras que en los demás caso presentan buena correlación inversa (Rs > 0.70), es decir al incrementar el nivel de cafeína disminuye considerablemente la calidad del agua para las temporadas de estudio, en ese sentido se pudo apreciar que los parámetros de estudio fisicoquímicos y microbiológicos también se incrementan a los largo del rio, esto debido a la actividad antrópica que se observa sobre todo en los puntos M3 al M8, este comportamiento es característico para rio que atraviesan zonas urbanas.

Tabla 31. Correlación Cafeina – ICA

| Correlación | | ICA Avenida 2018 | ICA Estiaje 2018 | ICA Avenida 2019 | ICA Estiaje 2019 | Cafeína Avenida 2018 | Cafeína Estiaje 2018 | Cafeína Avenida 2019 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ICA Estiaje 2018 | *Rs* | 0.92 | | | | | | |
| ICA Avenida2019 | *Rs* | 0.94 | 0.97 | | | | | |
| ICA Estiaje 2019 | *Rs* | 0.92 | 0.94 | 0.97 | | | | |
| Cafeína Avenida 2018 | *Rs* | * | * | * | * | | | |
| Cafeína Estiaje 2018 | *Rs* | **-0.47** | **-0.71** | **-0.66** | **-0.69** | * | | |
| Cafeína Avenida 2019 | *Rs* | **-0.71** | **-0.84** | **-0.73** | **-0.70** | * | 0.67 | |
| Cafeína Estiaje 2019 | *Rs* | **-0.90** | **-0.92** | **-0.95** | **-0.92** | * | 0.66 | 0.61 |

## CONCLUSIONES

El uso predominante de agua de la subcuenca altoandina del rio Chumbao está orientado hacia la agricultura limitada, pastura limitada y urbanización, cuyo índice de calidad es variado debido a la zona urbana, presentando relación con el nivel de cafeína, para las temporadas de estudio (lluvia y estiaje) durante el periodo 2018 – 2019.

Se observó que el nivel de oxígeno y la DBO aumentan ligeramente, el indicador de eutrofización evaluado a través de los nitratos se incrementa aguas abajo, de la misma manera sucede con los parámetros temperatura, turbiedad, STD, color, alcalinidad, dureza, conductividad cloruros, mostrando diferencia significativa entre puntos de muestreo y temporadas (p-value < 0.05), estando en la mayoría de los caso fuera de los ECA, que es característico de ríos que discurren a través de zonas urbanas, en tanto que los parámetros fisicoquímicos del agua de las lagunas se encuentra dentro de los ECA, en cuanto a los bioindicadores microbiológicos evaluados a través de Coliformes totales y E. Coli en los puntos de muestreo se incrementan hasta valores por encima de los ECA en los puntos donde existe descarga de aguas residuales urbanas, mientras que las lagunas presentan valores dentro de los límites establecidos por los ECA.

En cuanto a los niveles de cafeína en los puntos de muestreo, se observó que esta incrementa a lo largo del rio, presentando mayor nivel las zonas urbanizadas, del mismo modo se observó que existen diferencias significativas entre temporadas (p-value < 0.05), y que en la temporada de estiaje se presentó mayor concentración, con niveles de hasta 25.64 ± 0.40 ug/L

En referencia al índice de calidad del agua está distribuido en dos categorías Buena y Muy mala o Excelente y Excesivamente contaminado para las vidas acuáticas evaluadas a través del ICA NSF y Dinius respectivamente, mientras que las lagunas de Pampahuasi y Paccoccocha presentan calidad de excelente, observándose menor calidad para las temporadas de estiaje, asimismo se observó que los ICA en las temporadas presentan alta correlación inversa (Rs > 0.70), es decir que el ICA disminuyó con el incremento el nivel de cafeína.

# REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS


Agencia-catalana-del-agua, Índices de Calidad, 2003.

Al-Ani, R. R., Al Obaidy, A. M. J., Hassan, F. M. (2018). Multivariate analysis for evaluation the water quality of Tigris river within Baghdad city in Iraq. Iraqi Journal of Agricultural Sciences, 50(1):332- 341.

Almeida, M.A.B., Schwarzbold, A. (2003). Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). RBRH. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 8(1):81-97.

ANA (2018). R.J. 056-2018-ANA, Clasificación de Cuerpos de Agua Continentales Superficiales, conforme al Anexo que forma parte integrante de la presente resolución, Autoridad Nacional del Agua, Perú.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20. ed. Washington: APHA, 1998.

Ball, P. (2010). $H_2O$ Una Biografía del agua. Fondo de cultura económica, 1er Ed. México D.F. 2010.

Ball, R.; Church, R. (1980). Water quality indexing and scoring. Journal of the Environmental Engineering. Division, American Society of Civil Engineers, 106:757-771.

BC MELP (2003). British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Guidelines for Chloride.

Behar, R.; Zúñiga, M.; Rojas, O. (1997). Análisis y Valoración del Índice de Calidad de Agua (ICA) de la NSF: Casos Ríos Cali y Meléndez. Ingeniería y Competitividad, 1:17-27.

Benvenuti, T., Kieling-Rubio, M.A., Klauck, C.R., Rodrigues, M.A.S. (2015). Evaluation of water quality at the source of streams of the Sinos River Basin, southern Brazil. Braz. J. Biol. 75(2):98-104.

Berden G., Simionato, C., Dogliotti, A., Moreira, D. (2016). Estudio de la relación entre turbidez y concentración de sedimentos en suspensión en función de la granulometría en el Río de la Plata. 3er Encuentro de investigadores en formación en recurso hídricos – IFRH, Ezezia, Buenos Aires.

BERNHARDT, E. S., ROSI, E. J., & GESSNER, M. O. (2017). Synthetic chemicals as agents of global change. Frontiers in Ecology and the Environment, 15(2), 84–90. doi:10.1002/fee.1450

Bharti, N.; Katyal, D. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. International Journal of Environmental Sciences 2(1):154-173.

Bhatti, M.T., Latif, M. (2011). Assessment of water quality of a river using an indexing approach during the low-flow season. Irrig. and Drain. 60:103–114.

Boyacioglu, H. (2007). Development of a water quality index based on a European classification scheme. Water SA, 33:101-106.

Brown, GK.; Zaugg, SD.; Barber, LB. Wastewater analysis by gas chromatography/mass spectrometry. J. Water Resources Investigations. Rep. U.S. Geol Surv. v 99, p. 431-5, 1999.

Brown, L, C.; Barnwell, T. O. 1986). The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Computer Program Documentation and User Manual. Athens: United States Environmental Protection Agency. 189p.

Brown, R; Macclelland, N.; Deininger; R. (1970). A Water Quality Index – Do We Dare?. Water and Sewage Works, 11:339-343.

Buerge, I.; Poiger, T.; Müller, Md.; Buser, Hr. (2003). Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater comtamination of surface waters. J. Environmental Science & Technology, 37(4):691-700. https://doi.org/10.1021/es020125z

Buzelli, G. M., Santino, M. B. da C. (2013). Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. Revista Ambiente E Agua, 8(1):186-205.

Calvo-Brenes G. (2013). Nueva metodología para valorar la calidad de las aguas superficiales para su uso como clase 2 en Costa Rica. Tecnología en Marcha, 26(2):9-19.

Camargo, M., Cruz, L.E. (1999). Sustancias Húmicas en Aguas Para Abastecimiento. Revista Ingeniería e Investigación 44:63-72.

Canter, L. (1998). Manual de evaluación del impacto ambiental. Técnicas para la elaboración de estudios de impacto., Ed. McGraw Hill, Madrid, España.

Castillo, Z.I. (2014). evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río Rímac (riego), de enero a agosto del 2011, en tres puntos de monitoreo. Tesis de pregrado, UNALM, Lima, Peru. 136p.

CETESB (2006). Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo, Anexo V, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, Brasil.

Chapra, S.C. y Pelletier, G.J., (2003), QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.

Chavez, L.N. (2015). Evaluación espacial y temporal del índice de calidad del agua del río Cazones en Coatzintla, Ver. Tesis de posgrado. Universidad Veracruzana, México. p 48.

Chávez, L.N. (2015). Evaluación espacial y temporal del índice de calidad del agua del río Cazones en Coatzintla, Ver. Tesis de maestría, Universidad Veracruzana, México. p48.

CHEMLIST, 2018. Regulated Chemicals Listing.Available via. https://www.cas.org/support/documentation/regulated-chemicals

CONAMA (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução nº 357 de 03/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. p. 58-63. Disponible en:http://www.mma.gov.br/port/conama/ res/res05/res35705.pdf.

Correa, M.M.; Scurupa, K.; Gaissler, T.; Vieira, M.C.; Froehner, S.J. (2009). Avaliação da qualidade da água do aquífero Guabirotuba em uma região central da cidade de Curitiba, Paraná-Brasil.

CVC e UNIVALLE (2007). El Río Cauca en su valle alto: Un aporte al conocimiento de uno de los ríos más importantes de Colombia, Cali.

De Maria, C., Moreira, R. (2007). Cafeína: revisão sobre métodos de análise. Química Nova, 30(1):99-105.

Debels, P.; Figueroa, R.; Urrutia, R.; Barra, R.; Niell, X. (2005). Evaluation of water quality in the Chilla'n River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. Environmental Monitoring and Assessment, 110:301–322, 2005.

Diaz, Y.M. (2019). Determinación de variables con mayor impacto en la calidad del agua, de la cuenca baja del río Chillón. Tesis de pregrado, Universidad Federico Villareal, Lima, Perú. 184p.

Dinius, S. H. (1987). Design of a Index of Water Quality, 23.

Dodds, WK. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. Limnology and Oceanography, 51(1-2):671–680.

Dunnette, D. (1979). A Geographically Variable Water Quality Index Used In Oregon. Journal of the Water Pollution Control Federation, 51:53-61.

Elhalil, A., Elmoubarki, R., Farnane, M., Machrouhi, A., Sadiq, M., Mahjoubi, F. Z., … Barka, N. (2018). Photocatalytic degradation of caffeine as a model pharmaceutical pollutant on Mg doped ZnO-Al2O3 heterostructure. Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management, 10, 63–72. https://doi.org/10.1016/j.enmm.2018.02.002

Espinoza, M.A. (2015). Caracterización del agua del rio Alameda y tipificación según Índice de Calidad del Agua, Ayacucho 2014. Tesis de pregrado, Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, Ayacucho, Perú. 90p.

Ewaid S. H. (2011). Investigation of Some Heavy Metals in Water, Sediment and Some Biota of Al-Gharraf River, South of Iraq" M. Sc Thesis, Univ. of Baghdad.

Feria, J.J., Náder, D., Meza, S.J. (2016). Deoxygenation and re-aeration rates of the Sinu river. Ingeniería y Desarrollo 35(1):1-17.

Fernández, N.; Ramírez, A.; Solano, F. (2003). Índices Fisicoquímicos de Calidad de Agua un Estudio Comparativo. Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible, Cali

Fernández, N.J.; Solano, F. (2005). Índice de Calidad de Agua (ICAs) e Índices de Contaminación (ICOs) de Importancia Mundial. En Autor (Eds.), Índices de calidad y de contaminación del agua (pp. 43-113). Pamplona, Colombia: Vicerrectoría de Investigación.

Ferreira, A.P. (2005). Caffeine as an environmental indicator for assessing urban aquatic ecosystems. Cadernos de Saude Pública, 21(6):1884-1892.

Froehner, S.; Machado, K.S.; Botelho, D.; Cordova da Rosa, E. (2010). Tracking anthropogenic inputs biomarkers in Barigui River – Brazil. Rev. Water, Air, & Soil Pollution.210(1):33–41.

Froehner, S.; Machado, K.S.; Falcão, F.; Monnich, C.; Bessa, M. (2011). Inputs of domestic and industrial sewage inupper Iguassu, Brazil, identified by emerging compounds. J. WaterAir, and Soil Pollution, 215(1-4):251-259.

Garbagnati, M.A., González, P.S., Antón, R.I., Mallea, M.A. (2005). Características físico-químicas, capacidad buffer y establecimiento de la línea base ambiental del Río Grande, San Luis, Argentina. Ecología austral, 15(1):59-71.

García A. (2010). Desarrollo de un procedimiento metodológico para la estimación del riesgo ambiental debido a emisiones contaminantes en zonas litorales. (Tesis doctoral) Universidad de Cantabria.

Gil-Marín, J.A., Vizcaino, C., Montaño-Mata, N.J. (2018). Evaluación de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad del agua (ICA), en la Cuenca del Río Guarapiche, Monagas, Venezuela. Anales Científicos, 79(1):111-119.

Gonçalves, E. S., Rodrigues, S. V., Silva-Filho, E. V. da. (2017). The use of caffeine as a chemical marker of domestic wastewater contamination in surface waters: seasonal and spatial variations in Teresópolis, Brazil. Revista Ambiente & Água, 12(2):192-202. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1974

González, V., Caicedo, O., Aguirre, N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP. Gest. Ambient., 16(1):97-108.

Grillo, E. (1994). PRATEC: Proyecto andino de tecnologías campesinas. Edit. GyG impresores S.A., Perú

Guerrero, M. (1991). El agua. Fondo de cultura económica, 1er Ed. México D.F.

Horton, R. K. (1965). Index-number system for rating water quality. Water Pollut, 307:300–306.

Huang Y.C.; Yang C.P.; Tang P.K. (2010). Water quality management scenarios for the Love River in Taiwan", International Conference on Challenges in Environmental Science and Computer Engineering, IEEE.

Hussein, S., Ali, S. (2017). Water Quality Assessment of Al-Gharraf River, South of Iraq Using Multivariate Statistical Techniques. Journal of Al-Nahrain University, 20(2):114-122. DOI: 10.22401/JUNS.20.2.16

IFIC, 2008. International Food Information Council Foundation. Caffeine & Health: Clarifying the controversies. IFIC Review, 2008.

INEI. Instituto Nacional de Estadística e Informática. Perú - Encuesta Demográfica y de Salud Familiar – ENDES Continua 2009 Informe Principal, 2010.

INRENA (1996). Diagnóstico de la calidad del agua de la vertiente del Pacífico

Jacobsen, D., Brodersen, K. P. (2008). Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance. Freshwater Biol., 53(11): 2295-2308.

Jiménez, B. E. 2001. La Contaminación Ambiental en México – Causas, Efectos y

Kari, R.; Virpi, R.; Jouko, L.; Pertti, N. (2004). Effect of Caffeine- Containing versus Decaffeinated Coffee on Serum Clozapine Concentrations in Hospitalised Patients Basic. J. Clin Pharmacol Toxicol, 94:13-18.

Khan, F.; Husain, T.; Lumb, A. (2003). Water quality evaluation and trend analysis in selected watersheds of the Atlantic region of Canada. Environmental Monitoring and Assessment, 88:221-242.

Kurissery, S.; Kanavillil, N.; Verenitch, S.; Mazumder, A. (2012). Caffeine as an anthropogenic marker of domestic waste: a study from Lake Simcoe watershed. J. Ecological Indicators, 23:501-508.

Lashari, K., Korai, A., Sahato, G., Kazi, T. (2009). Limnological studies of Keenjhar Lake (District Thatta), Sindh, Pakistan. Pakistan J. Analytical Environmental Chemistry, 10: 39-47

Laura (2019). Gestión de la calidad del agua del rio chili mediante el empleo de índices físico químicos de calidad ambiental, Arequipa. Tesis de posgrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Arequipa, Perú. 168p.

León, L (1991). Índice De Calidad Del Agua, Ica. Instituto Mexicano de Tecnología Del Agua, México.

Limón, S. (2006). Entidades sagradas y agua en la antigua religión andina. Rev. Estudios Latinoamericana, 43(2):85-111.

Linden, R.; Antunes, MV.; Heinzelmann, LS.; Fleck, JD.; Staggemeier, R.; Fabres, RB.; Vecchia, AD.; Nascimento, CA.; Spilki, FR. (2015). Caffeine as an indicator of human fecal contamination in the Sinos River: a preliminary study. J. Biol., 75(2): 81-84.

Liou, S. M.; Lo, S. L.; Wang, S. H. (2004). A generalized water quality index for Taiwan. Environmental Monitoring and Assessment, 96(1-39):32-35.

Lumb, A.; Halliwell, D.; Sharma, T. (2006). Application of the CCME Water quality index to monitor water quality: a case study of the Mackenzie River Basin, Canada. Environmental Monitoring and Assessment, 113:411-429.

Marques, R. R. N., Sampaio, M. J., Carrapiço, P. M., Silva, C. G., Morales-Torres, S., Dražić, G., … Silva, A. M. T. (2013). Photocatalytic degradation of caffeine: Developing solutions for emerging pollutants. Catalysis Today, 209, 108–115. https://doi.org/10.1016/j.cattod.2012.10.008

Mancera, P. (2017). Obtención de un índice de calidad de agua (ICA) para las ciénagas que forman parte de la zona inundable del río Magdalena en el departamento del Atlántico – Colombia, a través de la aplicación del método Delphi. Tesis de maestría, Universidad Internacional de Andalucía – Universidad De Huelva Huelva – España. p105.

Marotta, H., Santos, R.O., Enrich-Prast, A. (2008). Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. Ambiente & Sociedade, 11(1):67-79.

Marx, C. (1979). La Ideología Alemana/Federico Engels. Ed. Política.

Melorose, J., Perroy, R., Careas, S. (2015). Nitrato y nitrito. Statewide Agricultural Land Use Baseline, 1.

MINAG (2014). http://www.minag.gob.pe/portal/sector-agrario/hidrometeorolog%C3%ADa/cuencas-e-hidrograf%C3%ADa/problem%C3%A1tica

MINAM (2017). Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias, D.S. N° 004-2017-MINAM. Ministerio del Ambiente, Perú.

Mizukawa, A., Filippe, T. C., Peixoto, L.O., Miranda, S. M., Leonardi, I. R. Azevedo, J.C. (2019). Caffeine as a chemical tracer for contamination of urban rivers. RBRH, 24(e29). https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180184

Montoya, C.D., Loaiza, D., Torres, P., Cruz, C.H., Escobar, J. (2011). Efecto del incremento en la turbiedad del agua cruda sobre la eficiencia de procesos convencionales de potabilización. Rev. EIA, 16:137-148.

Montoya, H.; Contreras, C.; García, V. (1997). Estudio Integral de la Calidad del Agua en el estado de Jalisco. Guadalajara. Comisión Nacional del Agua.

Mophin-Kani, K., Murugesan, A.G. (2011). Evaluation and Classification of Water Quality of Perennial River Tamirabarani through Aggregation a of Water Quality Index. IJEP 1(5):24-33.

Nawrot, P., Jordan, S., Eastwood, J., Rotstein, J., Hugenholtz, A., Feeley, M. (2003). Effect of caffeine on human health. Food Additives and Contaminants 20(1):1-30. DOI: 10.1080/0265203021000007840

Nichols, P. D.; Leeming, R. (1991). Tracing sewage in the marine environment. Chem. Austr., 58(7);274-276.

NSF (2006). WQI - National Sanitation Foundation, Consumer Information.

Obeidat, M. Awawdeh, M. Abu, F., Al-Ajlouni, A. (2012). An Innovative Nitrate Pollution Index and Multivariate Statistical Investigations of Groundwater Chemical Quality of Umm Rijam Aquifer (B4), North Yarmouk River Basin, Jordan. DOI: 10.5772/32436.

OMS. (2006). Organización Mundial de la Salud. Guías para la calidad del agua potable. 3ra ed. Ginebra.

OMS. (2015). Monitoring and Assessment of Chemical Quality Guidelines for Drinking Water Quality Training Pack.

ONU. (2010). Naciones Unidas. Objetivos de desarrollo del milenio. Informe 2010. Ginebra.

OPS. (2001). Organización Panamericana de la Salud. Informe regional sobre la evaluación 2000 en la Región de las Américas: agua potable y saneamiento, estado actual y perspectivas. Washington DC.

Oré, M. (200). El agua ante nuevos desafíos. Actores e iniciativas en Ecuador, Perú y Bolivia. Lima: oxfam Internacional, IEP, 2009.

Ospina-Zúñiga, Ó., García-Cobas, G., Gordillo-Rivera, J., Tovar-Hernández, K. (2016). Evaluación de la turbiedad y la conductividad ocurrida en temporada seca y de lluvia en el río Combeima (Ibagué, Colombia). Ingeniería Solidaria, 12(19):19–36.

Ott, W. R. (1978). Environmental quality indices: Theory and practice, Ann Arbor: Ann Arbor Science.

Páez-Sánchez A., Alfaro-Cuevas-Villanueva R., Cortés-Martínez R., Segovia N. (2013). Arsenic content and physicochemical parameters of water from wells and thermal springs at Cuitzeo Lake Basin, Mexico. IJIRSET. 2:7731-7740

Peeler, K.A.; Opsahl, S.P.; Chanton, J.P. (2006). Tracking anthropogenic inputs using caffeine, indicator bacteria, and nutrients in rural freshwater and urban marine systems. J. Environmental Science & Technology, 40(24):7616-7622.

Perrin, J.L., Raïs, N., Chahinian, N., Moulin, P., Ijjaali, M. (2014). Water quality assessment of highly polluted rivers in a semi-arid Mediterranean zone Oued Fez and Sebou River (Morocco). Journal of Hydrology, 50:26-34.

Phocaides A. (2000). Technical handbook on pressurized irrigation techniques. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia, 195 pp.

Pinto, D.B.; da Silva, A.M.; de Mello, C.R.; Coelho, G.. (2009). Water quality on Lavrinha Stream in Alto Rio Grande región, Minas Gerais State, Brazil. Rev. Ciênc. agrotec., Lavras, 33(4):1145-1152.

Piocos, E.A.; de la Cruz, A.A. (2000). Solid phase extraction and high performance liquid chromatography with photodiode array detection of chemical indicators of human fecal contaminationin water. J LIQ CHR R, 23(8):1281-1291.

PREQB, (2004), Puerto Rico Environmental Quality Board, Puerto Rico Water Quality Inventory and List of Impaired Waters, 2004 305(b)/303(d) Final Report

Quiroz, L.S., Izquierdo, E., Menéndez. E. (2017). Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador. Ingeniería hidráulica y ambiental, 38(3):41-51.

Raimundo; Cassiana, C.M. (2007). Ocorrência de interferentes endócrinos e productos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia, Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Estadual de Campinas, Área de Química Analítica.

Ramírez, A., Restrepo, R., Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulaciones y aplicación. Ciencia Tecnología y Futuro, 1(3):135–153.

Readman, J. W., Preston, M.R., Mantoura R. F. C. (1986). An integrated technique to quantify sewage, oil and PAH pollution in estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin, 17:298-308.

Rojas, O. (1991). Índices de calidad del agua en fuente de captación. Seminario Internacional sobre calidad del agua para consumo, Cali, Colombia.

Sabogal, L. (2000). El riesgo sanitario y la eficiencia de los sistemas de tratamiento en la selección de tecnologías para la potabilización del agua, Cali: Universidad del Valle.

Sacha, A.; Espinoza, C. (2001). Determinación de contenido natural e índices de calidad: presente y futuro de calidad de aguas. XIV Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS, Chile.

Salazar, M. (2015). El círculo minero de la infracción. http://www.convoca.pe/investigaciones/el-circulo-minero-de-la-infraccion

Samboni, N.; Carvajal, Y.; Escobar, J. C. (2007). A review of physical-chemical parameters as water quality and contamination indicators Revista de Ingeniería e Investigación, 27:172-181.

Sánchez, J., Álvarez, T., Pacheco, J., Carrillo, L., Amílcar González, R. (2016). Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo. México. Rev. Tecnología y Ciencias del Agua, 7(4):75-95.

Sanders, N.J. (2002). Elavational gradients in ant species richness: area, geometry an Rapoport´s rule. Ecography 25:25-32.

Seiler, R.L.; Zaugg, Sd.; Thomas, Jm.; Howcroft, DL. (1999). Caffeine and pharmaceuticals as indicators of wastewater contamination in wells. J. Ground Water, 37(3):405-410.

Sierra, C.A. (2011). Calidad del agua – Evaluación y Diagnóstico. Primera Edic. Ediciones de la U, Medillin Colombia.

Smith, A. (2002). Effects of caffeine on human behavior. Food Chem. Toxicol., 40(9):1243-55. DOI: 10.1016/s0278-6915(02)00096-0

Spence P. L. (2015). Using Caffeine as a Water Quality Indicator in the Ambient Monitoring Program for Third Fork Creek Watershed, Durham, North Carolina. Environmental health insights, 9(Suppl 2):29–34. https://doi.org/10.4137/EHI.S19588

Stuart, M., Lapworth, D. (2013). Emerging Organic Contaminants in Groundwater. In Smart Sensors for Real-Time Water Quality Monitoring. DOI: 10.1007/978-3-642-37006-9_12

Stuart, M.E., Klinck, B.A. (1998). A catalogue of leachate quality for selected landfills from newly industrialised countries. British Geological Survey Technical Report WC/98/49, Keyworth.

Tebbutt, T, H. Y. (2002). Principles of water quality control. Fifth edition.

Tecnología Apropiada. Limusa. Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA.

Teves, B. M. (2016). Estudio fisicoquímico de la calidad del agua del río Cagra, región Lima. Tesis de grado. Pontificia Universidad Catolica del Peru.

Thompson, T.; Fawell, J. Kunikane S. (2007). Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management, Geneva: WHO.

Torres, P., Cruz, C., Patiño, P., Escobar, J.C., Pérez, A. (2010). Applying water quality indexes (WQI) to the use of water sources for human consumption. Ingeniería e investigación, 30(3):86-95.

Torres, P.; Hernán, C.; Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 8(15):79-94.

Torres, P.; Hernán, C.; Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 8(15):79-94..

Trancoso A.R.; Braunschweig F.; Leitão P.C.; Obermann M.; Neves R. (2009). An advanced modelling tool for simulating complex river systems. Science of the Total Environment, 407:3004-3016.

UNEP, (2007). Drinking Water Quality Index Development and Sensitivity Analysis Report. Ontario, Canada.

UNICEF, (1998). Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. Estado mundial de la infancia 1998. Nueva York.

Urteaga. P.; Verona, A. (2015). Cinco años de la Ley de Recursos Hídricos en el Perú Segundas Jornadas de Derecho de Aguas. Departamento Académico de Derecho, Pontificia Universidad Católica del Perú.

Verenitch, S.S.; Mazumder, A. (2008). Development of a methodology utilizing gas chromatography ion-trap tandem mass spectrometry for the determination of low levels of caffeine in surface marine and freshwater samples. J. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 391(7):2635-2646.

Vivian, C. M. G. (1986). Tracers of sewage sludge in the marine environment: A review. Sci. Tot. Environ, 53:5-40.

WHO (2003). World Health Organization. The right to water. Genova.

# ANEXOS

## PANEL FOTOGRÁFICO

Preparación de materiales

Camino a la cabecera de cuenca

Muestreo laguna Pampahuasi

Muestreo laguna Paccoccocha

Lectura en el multiparámetro (Laguna Paccoccocha)

Punto P1

Muestreo y Medición – P2

Muestreo y medición – P3

Muestreo y medición – P4

Muestreo y medición – P5

Muestreo y medición – P6

Muestreo y medición – P7

Muestreo y medición – P8

Medición de alcalinidad

Medición de dureza

Medición de nitritos

Medición de amoniaco

Determinación de DBO

**AYDEÉ MARILÚ SOLANO REYNOSO:** Docente Investigador RENACYT, Bióloga-Microbióloga (UNSCH, Perú), Maestro en Docencia Universitaria y Gestión Educativa (UAP, Perú), Doctor en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UAC, Perú), docente de la UNAJMA - Perú, Miembro del Grupo de Investigación en desarrollo de materiales avanzados para el tratamiento de aguas y alimentos - (G-LIMTA). https://orcid.org/0000- 0002-1835-2210

**MERY LUZ MASCO ARRIOLA:** Profesora principal de la Escuela Profesional de Ingeniería Química, de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco (UNSAAC, Perú). Ingeniero Químico (UNSAAC, Perú), Maestría en Ciencia de los Alimentos (University of Illinois at Urbana Champaign, USA), Doctor en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (UNA, Perú).
https://orcid.org/0000-0002-5156-6464

**BETSY SURI RAMOS PACHECO:** Docente investigadora RENACYT, Ingeniera Agroindustrial (UNAMBA), Maestra en Ingeniería Ambiental (UNSCH-Perú), Ciencia y Tecnología de Alimentos (UNSAAC-Perú); Doctor en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UAC, Perú), docente en la Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial (UNAJMA-Perú), miembro del Grupo de Investigación en Nutraceúticos y Biopolímeros (GINBIO), y Grupo de Investigación en desarrollo de materiales avanzados para el tratamiento de aguas y alimentos - (G-LIMTA).
https://orcid.org/0000-0002-0286-0632

**YUDITH CHOQUE-QUISPE:** Docente Investigador RENACYT, Ingeniero Agrónomo (UNSAAC, Perú), Ingeniero Ambiental (UAP, Perú), Magister en Ingeniería Civil – Recursos Hídricos y Medio Ambiente (UNSAAC, Perú), Doctor en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (UAC, Perú), Profesor en la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental (UNAJMA, Perú), Miembro del Grupo de Investigación en desarrollo de materiales avanzados para el tratamiento de aguas y alimentos - (G-LIMTA). https://orcid.org/0000- 0002-3690-7267

**FRIDA ESMERALDA FUENTES BERNEDO:** Docente RENACYT, Licenciada en Matemáticas (UNSAA-Perú), Maestro en Docencia universitaria y Gestión Educativa, docente de la UNAJMA, estudios de doctorado en Ciencias de la Educación, docente en la UNAJMA-Perú.
https://orcid.org/0000-0002-8731-4621

**YAKOV FELIPE CARHUARUPAY MOLLEDA:** Docente de la UNAJMA-Perú, Químico (UNSAAC-Perú) Maestro en Ciencias de la Educación - Especialidad Matemáticas, egresado del Doctorado en Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible.
https://orcid.org/000-0001-6467-677X

# Índice de calidad de agua

y contaminantes emergentes

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Año 2024

# Índice de calidad de agua

y contaminantes emergentes

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Año 2024